Volkswirtschaftliche Schriften

Heft 479

Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung

Elemente ihrer wirtschaftstheoretischen Fundierung

Von

Alfred Endres
Volker Radke

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

ALFRED ENDRES / VOLKER RADKE

Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Volkswirtschaftliche Schriften

Begründet von Prof. Dr. Dr. h. c. J. Broermann †

Heft 479

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung

Elemente ihrer wirtschaftstheoretischen Fundierung

Von

Alfred Endres
Volker Radke

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Endres, Alfred:
Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung : Elemente ihrer wirtschaftstheoretischen Fundierung / von Alfred Endres ; Volker Radke. – Berlin : Duncker und Humblot, 1998
(Volkswirtschaftliche Schriften ; H. 479)
ISBN 3-428-09243-0

Alle Rechte vorbehalten
© 1998 Duncker & Humblot GmbH, Berlin
Fotoprint: Werner Hildebrand, Berlin
Printed in Germany

ISSN 0505-9372
ISBN 3-428-09243-0

Gedruckt auf alterungsbeständigem (säurefreiem) Papier
entsprechend ISO 9706 ♾

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Vorwort

In der wirtschaftstheoretischen Literatur dominiert traditionell das Leitbild der *sozialen Wohlfahrtsmaximierung*. Hier wird unterstellt, die Wohlfahrt der einzelnen Individuen lasse sich (empirisch oder wenigstens konzeptionell) bestimmen und durch Aggregation zu einer Wohlfahrt der Gesellschaft zusammenfassen. Angestrebt wird eine Allokation der Ressourcen, bei der diese Summe der individuellen Wohlfahrten maximal ist. Werden Ressourcenverwendungen im Zeitverlauf betrachtet, so ist der Barwert des über die Zeit zu erwartenden Wohlfahrtstroms für die optimale Ressourcenallokation das entscheidende Kriterium. Üblicherweise werden dabei in der Zukunft anfallende Wohlfahrtseffekte mit der 'sozialen Diskontrate' auf den Gegenwartszeitpunkt abgezinst.

Das Leitbild der sozialen Wohlfahrtsmaximierung hat insbesondere aus zwei Gründen Unbehagen bereitet:

- Bei der Maximierung der Gesamtwohlfahrt bleibt die *Verteilung* auf einzelne Individuen außer Betracht. Natürlich könnte man argumentieren, bei maximierter Gesamtwohlfahrt sei das Verteilungspotential ebenfalls maximal und somit kein Widerspruch zwischen Allokations- und Distributionsziel erkennbar. Allerdings läßt sich nicht leugnen, daß das Ziel der sozialen Wohlfahrtsmaximierung nicht impliziert, daß die dadurch geschaffenen Verteilungsspielräume tatsächlich genutzt werden.
- Infolge der Diskontierung werden die Interessen zukünftiger Generationen geringer gewichtet, als das Interesse der Gegenwartsgeneration. Dies kann im Extremfall durchaus dazu führen, daß Bestände regenerierbarer natürlicher Ressourcen auch bei wohlfahrtsoptimaler Entwicklung vernichtet werden. Hier ergibt sich das (womöglich kontraintuitive) Phänomen der 'optimalen Ausrottung' von natürlichen Ressourcen.

Die oben skizzierten Einwände machen deutlich, daß eine sozial-optimale Allokation sowohl in statischer als auch in dynamischer Sicht Eigenschaften aufweisen kann, die als *ungerecht* empfunden werden.

Diese Überlegungen führen auf ein Leitbild, das in der jüngeren Vergangenheit eine immer bedeutendere Rolle in der Umwelt- und Ressourcenökonomie und weit über diese hinaus gespielt hat: die nachhaltige Entwicklung (*sustainable development*).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Das Konzept wurde durch den Bericht 'Our Common Future' der World Commission on Environment and Development[1] der Vereinten Nationen ('Brundtland-Kommission') in die öffentliche Diskussion eingeführt. In der ökonomischen Theorie spielte der Nachhaltigkeitsgedanke schon früher eine bedeutende Rolle.[2] Hier werden Gesichtspunkte der (intragenerativen und insbesondere intergenerativen) Verteilungsgerechtigkeit stark betont. Es geht darum, einen Pfad der wirtschaftlichen Entwicklung zu finden, der die Wohlfahrt nachfolgender Generationen nicht beeinträchtigt.[3] Es handelt sich also um eine Frage der intertemporalen Allokation, bei deren Beantwortung sich Umwelt- und Ressourcenökonomie und Wachstumstheorie verbinden. Eine zentrale Forschungsaufgabe der Wirtschaftswissenschaft liegt darin, einen Beitrag dazu zu leisten, daß aus der Idee der nachhaltigen Entwicklung ein operables wissenschaftliches und politisches Konzept wird.

Eine wesentliche Voraussetzung für eine im Zeitablauf nicht abnehmende Wohlfahrt besteht darin, daß die (jeweilige) Gegenwartsgeneration den zukünftigen Generationen einen unangetasteten Kapitalbestand als Quelle der Wohlfahrt hinterläßt. Dabei ist nicht der physische Kapitalbestand, sondern ein aus menschengemachtem und natürlichem Vermögen zusammengesetzter wertmäßig konstanter Kapitalbestand gemeint.

In der Literatur sind eine Reihe von volkswirtschaftlichen 'Managementregeln' entwickelt worden, deren Einhaltung dazu beitragen soll, daß das von Generation zu Generation vererbte Vermögen der Menschheit konstant bleibt.[4]

Die Aussichten für eine Realisierung einer nachhaltigen Entwicklung sind nicht ohne weiteres als günstig einzuschätzen. Reicht der nachhaltige Entwicklungspfad der Wirtschaft vom bei gegebenen Präferenzen der Gegenwartsgeneration wohlfahrtsoptimalen Pfad ab, so kann eine nachhaltige Entwicklung nur realisiert werden, wenn die Gegenwartsgeneration um der zukünftigen Generation willen bereit ist, Nutzenverzichte hinzunehmen. In einem demokratischen System lautet die entscheidende Frage, ob die Bevölkerung bereit ist, die Bedürfnisse zukünftiger Generationen als Restriktionen bei ihrer eigenen Nutzenmaximierung zu respektieren.[5]

Die Vorstellung eines im Zeitverlauf nicht sinkenden Wohlfahrtsniveaus impliziert letztlich eine egalitäre Gerechtigkeitsvorstellung. Wenn die Neigung

---

[1] WCED (1987).

[2] Vgl. z. B. Solow (1974).

[3] Näheres z. B. bei Ewers/Rennings (1996), Nutzinger (1995).

[4] Näheres z. B. bei Ewers/Rennings (1996, S. 155, 159-162).

[5] Im undemokratischen System fragt es sich natürlich, warum die Herrschenden ausgerechnet die Bedürfnisse der künftigen Generation zur Maxime ihres Handelns erheben sollten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

der Industriestaaten, eine egalitäre Gerechtigkeitsvorstellung bei der intragenerativen Verteilung der Ressourcen der Welt herbeizuführen, als Indikator für ihren Willen zu einer intergenerativ egalitären Verteilung dienen kann, so stehen die Chancen für eine nachhaltige Entwicklung schlecht.

Befürworter des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung mögen dennoch die Hoffnung nicht aufgeben:

- Viele natürliche Ressourcen weisen Eigenschaften öffentlicher Güter auf. Selbst wenn wir lediglich die Präferenzen der Gegenwartsgeneration als Maßstab für Optimalität anerkennen, stellt der Markt keine optimale Versorgung mit diesen Gütern sicher. Wir können davon ausgehen, daß die staatliche Umweltpolitik im nationalen und insbesondere im internationalen Bereich diese marktliche Unterversorgung mit Umweltqualität bisher nicht zu kompensieren vermocht hat. Es ist daher zu hoffen, daß die Gegenwartsgeneration auch ohne Blick auf zukünftige Generationen sich zu weiteren Schritten der Ressourcenschonung entschließt. Diese Ressourcenschonung käme dann als 'positiver externer Effekt' auch künftigen Generation zugute.
- Naturgemäß ist das Bild von einer optimalen wirtschaftlichen Entwicklung im Sinne einer wohlfahrtsmaximierenden Gegenwartsgeneration von den Präferenzen dieser Generation abhängig. Je umweltbewußter diese Generation ist, desto besser stehen die Aussichten dafür, daß eine wohlfahrtsoptimale Entwicklung aus Sicht dieser Generation 'nebenbei' die Restriktionen einhält, die um der Existenz künftiger Generationen willen respektiert werden müssen. Dieser Aspekt wird in der ökonomischen Literatur bisher zu wenig beachtet. Traditionsgemäß erklären Ökonomen Verhaltensänderungen eher als Effekte sich ändernder Handlungsrestriktionen bei gegebenen Präferenzen. Im Zusammenhang mit den Problemen einer nachhaltigen Entwicklung könnte jedoch das Phänomen des 'Wertewandels' und seine Induktion von erheblicher Bedeutung sein.

Der Begriff der nachhaltigen Entwicklung hat in der öffentlichen Diskussion in den vergangenen Jahren immer stärkere Beachtung gefunden. Sollte sich hierin ein entsprechendes Problembewußtsein der Öffentlichkeit äußern, so wäre dies sicher erfreulich.

Allerdings haben der inflationäre Gebrauch des Begriffs der Nachhaltigkeit und sein 'Zauberwort'-Charakter dazu geführt, daß seine Bedeutung immer nebulöser wurde. Der Begriff droht zum leeren Schlagwort in politischen Sonntagsreden und Anzeigenkampagnen der 'chemischen Industrie' (ein polemischer *pars pro toto*) zu verkommen.

Die Autoren möchten einen kleinen Beitrag dazu leisten, dieser Entwicklung entgegenzusteuern, indem sie den Versuch unternehmen, das Konzept der nachhaltigen Entwicklung zu konkretisieren. Hilfreich erschien ihnen bei diesem Unterfangen zunächst, seine feste Verankerung in der ökonomischen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Theorie zu unternehmen. Auf dem Wege zur Operationalisierung des Nachhaltigkeitsbegriffs kommt der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren eine hervorragende Bedeutung zu. Hierfür wirtschaftstheoretische Grundlagen zu erarbeiten und erste Indikatoransätze vorzulegen, ist das zentrale Anliegen dieser Studie.

Sie basiert auf Arbeiten, die die Autoren zwischen August 1995 und September 1996 im Rahmen des Forschungsprojekts 'Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung' des Umweltbundesamtes erbracht haben. Aus diesem Ursprung erklärt sich zu einem Großteil die thematische Schwerpunktsetzung der Arbeit. Dies gilt insbesondere für die Auswahl der modelltheoretischen Untersuchungsgegenstände im Teil D, mit der die Autoren den Wünschen und Vorstellungen des Auftraggebers entsprachen.

Dem Umweltbundesamt sei für die Gelegenheit, die Form der Publikation frei zu wählen, gedankt. Für intensive Diskussionen zahlloser früherer Versionen danken die Autoren Burkhard Huckestein (Umweltbundesamt, Berlin), Christiane Böttcher-Tiedemann, Christian Diller sowie Karl-Hermann Hübler (alle Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik, Berlin). Dank gebührt ebenfalls Herrn stud.rer.pol. Frank Lobigs, der sich um die typografische Gestaltung des Manuskripts verdient gemacht hat.

Hagen, im Juni 1997

Alfred Endres

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Inhaltsverzeichnis

A. Einführung ... 1

B. Zur Struktur ausgewählter Indikatorensysteme ... 4

I. Zur Klassifikation von Nachhaltigkeitsindikatoren ... 4

II. Eindimensionale Indikatoren ... 5

1. Ermittlung des nachhaltigen Einkommens: Nettosozialprodukt und Ökosozialprodukt ... 5
a) Das Nettosozialprodukt als Nachhaltigkeitsindikator ... 5
b) Das Ökosozialprodukt ... 6
2. Saldierung der Bestandsveränderungen: Der Indikator von Pearce und Atkinson ... 7

III. Mehrdimensionale Indikatoren ... 10

1. Der Pressure-State-Response-Ansatz der OECD ... 10
2. Das Konzept für eine Umweltökonomische Gesamtrechnung des Statistischen Bundesamtes ... 11

C. Grundsätzliche Anforderungen an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung ... 13

IV. Zum Konzept einer nachhaltigen Entwicklung aus ökonomischer Sicht ... 13

1. Wirtschaftsethische Perspektiven ... 13
2. Dynamische Nachhaltigkeit ... 14
3. Statische Nachhaltigkeit ... 17

V. Schlußfolgerungen für Indikatorensysteme einer nachhaltigen Entwicklung ... 22

1. Kapitaltheoretische Fundierung ... 22
2. Ergänzung physischer durch wertmäßige Indikatoren ... 24
3. Offenheit ... 28
4. Eine allgemeine Nachhaltigkeitsregel ... 30

VI. Kritik ausgewählter Indikatoren ... 32

1. Kritik eindimensionaler Indikatoren ... 32
a) Vorbemerkungen ... 32
b) Zur Kritik des nachhaltigen Einkommens ... 33
c) Zur Kritik des Indikators von Pearce und Atkinson ... 36
2. Zur Kritik der mehrdimensionalen Ansätze ... 39
3. Ausblick ... 43

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

D. Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren für ausgewählte Problembereiche 47

VII. Methodologische Vorbemerkungen 47

VIII. Nachhaltigkeitsindikator Siedlungswesen: Ein Grundmodell für den Aspekt des Flächenverbrauches 48

1. Modellspezifikationen 48
2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel im Grundmodell 52

IX. Zur Habitatfunktion naturbelassener Fläche: Eine erste Modellerweiterung 59

1. Modellspezifikationen 59
2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel in der ersten Modellerweiterung 65

X. Nachhaltige Energienutzung: Eine zweite Modellerweiterung 70

1. Modellspezifikationen 70
2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel in der zweiten Modellerweiterung 74

E. Abschließende Bemerkungen 79

Anhang 1: Analyse des Grundmodells des Kap. VIII 81
Anhang 2: Analyse der ersten Modellerweiterung des Kap. IX 86
Anhang 3: Analyse der zweiten Modellerweiterung des Kap. X 90

Literaturverzeichnis 96

Personen- und Sachregister 105

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

A. Einführung

Die Zahl der Untersuchungen über *Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung* ist in den letzten Jahren sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene sprunghaft angestiegen. Dennoch scheint ein fundamentales Informationsbedürfnis bislang unbefriedigt geblieben zu sein, das der *Rat von Sachverständigen für Umweltfragen* (SRU) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in seinem Umweltgutachten 1994 in aller Deutlichkeit herausgestellt hat: "Konventionelle Ansätze zur Indikatorenbildung beschränken sich meist darauf, aus vorhandenen umwelt- und sozioökonomischen Daten geeignete auszuwählen und daraus z. B. raum- oder zeitbezogene Indikatoren zu entwickeln. Die Datenauswahl erfolgt also nicht auf Grundlage theoretischer Konzepte, sondern geht von der Datenverfügbarkeit aus."[1]

Die Frage, in welche Beziehung die drei angesprochenen Problembereiche *Datenauswahl*, *theoretische Grundlegung* und *Datenverfügbarkeit* zueinander zu stellen und welche Prioritäten zu setzen seien, beantwortet der Rat zwei Jahre später in seinem Umweltgutachten 1996 unmißverständlich: "Der Umweltrat hat mehrfach auf den Mangel an aktuellen, flächendeckenden und vergleichbaren Umweltdaten hingewiesen und die Notwendigkeit der Verbesserung der Datenlage hervorgehoben. Dieses Problem wird durch ein Indikatorensystem nicht gelöst, sondern im Gegenteil potenziert. Deshalb weist der Umweltrat darauf hin, daß die verfügbaren Daten nicht die Einzelindikatorenbildung, sondern die Indikatoren die zu erhebenden Daten bestimmen müssen."[2]

Ausgangspunkt der vorliegenden Untersuchung ist daher die hiermit angesprochene *mangelnde Leitbildorientierung* bislang existierender Ansätze zur Bildung von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung. Die Autoren sehen eine ihrer zentralen Aufgaben darin, einen Beitrag zur *wirtschaftstheoretischen Fundierung* der zu erarbeitenden Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung zu leisten. Dies soll auf Grundlage solcher Konzepte geschehen, die in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur als weitestgehend konsensfähig gelten dürfen. Bezüglich der Nachhaltigkeitskonzeption ist dies ohne Zweifel die

---

[1] SRU (1994a, S. 17 f.).

[2] SRU (1996, S. 19, Tz. 18).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Einkommenskonzeption von John Hicks (1946): Hicks war der Auffassung, daß nur das als *Einkommen* bezeichnet werden dürfe, was ein Individuum bzw. eine Gesellschaft während einer Zeitperiode *konsumieren* könne, ohne seine bzw. ihre *Vermögensposition* während dieser Periode zu verschlechtern. Folgerichtig ist der Konsum auf das Hickssche Einkommen zu beschränken, sofern das Nachhaltigkeitsziel im Sinne einer Bewahrung des (individuellen oder gesellschaftlichen) *Vermögens* interpretiert wird.

Im Zusammenhang mit dem Nachhaltigkeitsgrundsatz ist jüngst gerade von seiten neoklassischer Ökonomen mit Nachdruck auf die Hickssche Einkommenskonzeption verwiesen worden.[3] Aber auch 'kritische' Ökonomen der sog. *Londoner Schule* haben sich mittlerweile ausdrücklich dieses Konzept zueigen gemacht.[4] Und nicht zuletzt fordert Daly (1989), ein führender Vertreter der 'ökologischen Ökonomie' explizit eine Verwendung des Hicksschen Einkommensbegriffes unter Ausweitung auf natürliche Ressourcen.

Unsere Studie ist wie folgt strukturiert: In Teil B (Kap. I-III) werden zunächst die wesentlichen Strukturmerkmale ausgewählter Indikatoren, die in der Literatur in Zusammenhang mit der Nachhaltigkeitszielsetzung diskutiert werden, beschrieben. Dies ermöglicht die Einordnung der nachfolgenden Ausführungen in den aktuellen Diskussionszusammenhang. Teil C (Kap. IV-VI) beinhaltet sodann einige grundsätzliche Überlegungen zur Konzeption einer nachhaltigen Entwicklung und zu deren Indikatoren. Da eine präzise Definition der relevanten *Nachhaltigkeitsziele* unabdingbare Voraussetzung für die Erarbeitung praktikabler Nachhaltigkeitsindikatoren ist, werden in Kap. IV die wichtigsten wirtschaftswissenschaftlichen Nachhaltigkeitskonzeptionen in einer Weise interpretiert, die sie einer Umsetzung in Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung zugänglich macht. Aus der Zieldiskussion ergeben sich sodann einige grundsätzliche Überlegungen hinsichtlich des Charakters der erforderlichen Indikatoren, die in Kap. V dargelegt werden. Vor dem Hintergrund dieser grundsätzlichen Überlegungen werden in Kap. VI die bereits in Teil B vorgestellten nationalen und internationalen Ansätze zur Entwicklung von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung kritisch gewürdigt. Teil D (Kap. VII-X) dient schließlich der Beschreibung der theoretischen Struktur von Nachhaltigkeitsindikatoren für ausgewählte Problembereiche. So wird in Kap. VIII die Struktur des *Siedlungsbereiches* mit Hilfe eines einfachen Grundmodells abgebildet, das insbesondere den Aspekt des Flächenverbrauches im Prozeß menschlichen Wirtschaftens thematisiert. In diesem Grundmodell wird eine modellspezifische Nachhaltigkeitsregel hergeleitet und unter dem Gesichtspunkt der empirischen Überprüfbarkeit diskutiert. Das Grundmodell wird in

[3] Siehe z. B. Solow (1993); Nordhaus (1993); Hammond (1994).

[4] Vgl. z. B. Pearce/Atkinson (1992; 1993a; 1993b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Kap. IX eine erste Erweiterung erfahren, die sich auf die *Habitatfunktion* 'naturbelassener' Landschaft bezieht. Kap. X beinhaltet eine zweite Modellerweiterung, die den Aspekt der *Energienutzung* einschließlich der hiermit verbundenen *Schadstoffemissions*-Problematik in den Mittelpunkt stellt. Der Teil E faßt schließlich die Ergebnisse der Studie zusammen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

B. Zur Struktur ausgewählter Indikatorensysteme

I. Zur Klassifikation von Nachhaltigkeitsindikatoren

In der Literatur wird eine fast unüberschaubare Vielfalt von Indikatoren diskutiert, die jeweils einen mehr oder weniger deutlichen Bezug zur Nachhaltigkeitszielsetzung aufweisen und die sich oftmals nur in Nuancen unterscheiden. Es wird im folgenden nicht angestrebt, einen auch nur annähernd vollständigen Überblick über die auf nationaler und internationaler Ebene diskutierten Ansätze zu geben - hierzu kann auf einschlägige Studien verwiesen werden.[1] Vielmehr werden ausgewählte 'typische' Ansätze exemplarisch erörtert. Hierzu sind zunächst einige Vorbemerkungen zur Typologie von Nachhaltigkeitsindikatoren erforderlich.

Generell ist festzustellen, daß der überwiegenden Mehrzahl der Indikatorensätze die traditionellen Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) als Vorbild und Angriffspunkt zugleich dienen. Ein Grund hierfür ist wohl darin zu sehen, daß dabei auf eine lange Tradition der Erprobung des Sozialproduktkonzepts und der Sozialproduktkritik zurückgegriffen werden kann.[2] Aufgrund der überragenden Bedeutung der Sozialproduktkritik für die Bemühungen um Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung werden wir uns im folgenden auf solche Indikatoren beschränken, die Modifikationen, Erweiterungen oder Ergänzungen der traditionellen Sozialproduktrechnung zum Ziel haben.

Hinsichtlich der Einbeziehung nachhaltigkeitsrelevanter Informationen in das System der VGR existieren mit dem *Integrationsansatz* und dem *Separationsansatz* grundsätzlich zwei Möglichkeiten. Während ersterer Umweltinformationen unmittelbar in die Berechnung eines modifizierten Sozialproduktes als *eindimensionaler* Kennzahl einfließen lassen will, strebt letzterer ein einander ergänzendes, *mehrdimensionales* Nebeneinander von Sozialproduktrechnung und Umweltindikatorensystemen an.

Nachfolgend werden beispielhaft einige Ansätze zur Indikatorenbildung erläutert, die dem Integrationsansatz (Kap. II) bzw. dem Separationsansatz (Kap. III) zugeordnet werden können.

---

[1] Siehe z. B. Diefenbacher/Habicht-Erenler (1991); Rennings (1994); SRU (1994a, S. 86 ff.); Walz/Ostertag/Block (1995); Rennings/Wiggering (1997).

[2] Vgl. hierzu den Überblick bei Eisner (1988).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

II. Eindimensionale Indikatoren

1. Ermittlung des nachhaltigen Einkommens: Nettosozialprodukt und Ökosozialprodukt

Das sog. 'nachhaltige Einkommen' (*sustainable income*) kann als Synonym für den Einkommensbegriff Hicks' (1946, S. 172) aufgefaßt werden. Hicks bezeichnete lediglich das als Einkommen, was ein Individuum während einer Periode konsumieren könne, ohne sein Vermögen zu beeinträchtigen. Dieser Einkommensbegriff wurde später in der Literatur in den gesellschaftlichen Kontext übertragen.

Allerdings muß der Hicks'sche *Einkommens*begriff mit der Interpretation des *Vermögens*begriffs variieren. Das Prinzip der Berechnung des nachhaltigen Einkommens bleibt immer gleich, seine Anwendung setzt lediglich eine eindeutige (und möglichst konsensfähige) Aussage darüber voraus, was als Bestandteil des gesellschaftlichen Vermögens gelten soll. Nachfolgend werden zwei Varianten des nachhaltigen Einkommens vorgestellt, die auf zwei unterschiedlichen Vermögensinterpretationen basieren.

a) Das Nettosozialprodukt als Nachhaltigkeitsindikator

Unter Bezugnahme auf Weitzman (1976) wird in der wirtschaftstheoretischen Literatur die Rolle, die dem Nettosozialprodukt (NSP) als Nachhaltigkeitsindikator zukommt, in jüngster Zeit zunehmend diskutiert.[3] Traditionell wird der Begriff des NSP in einem Kontext verwendet, in dem ausschließlich reproduzierbare Kapitalgüter (K) dem gesellschaftlichen Vermögen zugerechnet werden. In diesem Sinne definieren wir als erste Variante des Vermögensbegriffes:

$$V^1 := K \,. \tag{B.1}$$

Hierbei sind - wie im gesamten Verlauf dieses Kapitels - alle Größen als *Wert*größen zu interpretieren: Auf beiden Seiten der Gl. (B.1) stehen Geldbeträge. Auf der Grundlage des Vermögensbegriffes V^1 wird das NSP als 'Hickssches Einkommensmaß' einer Periode ermittelt, indem das Bruttosozialprodukt (BSP) um den Wert der Abschreibungen des reproduzierbaren Kapitalbestandes (ABS^K) gemindert wird:

---

[3] Z. B. bei Solow (1986); Hulten (1992); Pearce/Warford (1993, Ch. 4); Asheim (1994); Brekke (1994); Hartwick (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(B.2) $$NSP := BSP - ABS^{K} .$$

Das NSP zeichnet sich somit dadurch aus, daß i. S. Hicks die Wertminderung des gesellschaftlichen *Vermögens* bei der *Einkommens*ermittlung Berücksichtigung findet.

b) Das Ökosozialprodukt

Konzeptionell entspricht das Ökosozialprodukt (ÖSP) dem NSP, inhaltlich zeichnet es sich durch eine erweiterte Fassung des Vermögensbegriffes aus.[4] Im wesentlichen handelt es sich hierbei um eine Anwendung des Einkommensbegriffes Hicks' unter Ausweitung des Vermögensbegriffes auf natürliche Vermögensbestandteile, wie sie Daly (1989) explizit gefordert hat und die in einer zweiten Vermögensdefinition zum Ausdruck kommt:

(B.3) $$V^{2} := K + X .$$

Hierbei bezeichne das Symbol X den monetären Wert des aggregierten Bestandes natürlicher Ressourcen, der u. a. die Bestände erschöpflicher natürlicher Ressourcen (z. B. Mineralien und fossile Brennstoffe), die Bestände erneuerbarer Ressourcen (z. B. Tier- und Pflanzenbestände) sowie die Qualität von Umweltmedien (z. B. Boden, Luft und Wasser) umfasse. Da in (B.3) beide Vermögenskomponenten K und X als monetäre Größen zu verstehen sind, ist ihre Aggregation im Wege der bloßen Addition zulässig. Bei der Berechnung des ÖSP gemäß (B.3) wird also zunächst 'heroisch' von den bekannten Problemen einer monetären Bewertung natürlicher Ressourcen abstrahiert.

Ausgehend vom ursprünglichen Konzept des NSP führt die Ausdehnung des Vermögensbegriffes auf natürliche Ressourcenbestände folgerichtig dazu, daß neben den Wertminderungen produzierter Kapitalgüter *auch* die Wertminderungen natürlicher Ressourcenbestände während der Berichtsperiode, ABS^{X}, vom BSP zu subtrahieren sind, um das nachhaltige Einkommen zu ermitteln.[5] Die Definition des Ökosozialproduktes lautet daher:[6]

---

[4] Zum Konzept des ÖSP vgl. z. B. Reich (1994); Rennings (1994, S. 123 ff.); Richter (1994, insb. S. 190 ff.); Stahmer (1995); Zimmermann (1995).

[5] Dies entspricht offensichtlich dem Gedanken Hicks': "Als Erfolg des Wirtschaftsprozesses könnte danach nur die Leistung (Güterproduktion) angesehen werden, die ohne zusätzliche Schädigung der Umwelt erreicht worden wäre" (Stahmer 1991, S. 46).

[6] Vgl. Stahmer (1991, S. 48).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(B.4) $$\text{ÖSP: } = \text{BSP} - \text{ABS}^{K} - \text{ABS}^{X}.$$

Die empirische Berechnung des ÖSP gestaltet sich naturgemäß schwierig, da die monetäre Bewertung der Wertminderung des Naturkapitals bislang nicht umfassend gelingt. Als Technik zu deren Ermittlung schlägt Stahmer (1991) vor, denjenigen Geldbetrag zu ermitteln, der nötig gewesen wäre, um die Umwelt in der Berichtsperiode nicht zusätzlich zu schädigen (Vermeidungskosten, Restaurierungskosten, z. B. bei Wiederaufforstungen u. ä.).[7]

2. Saldierung der Bestandsveränderungen: Der Indikator von Pearce und Atkinson

Pearce/Atkinson (1992; 1993a; 1993b) als Vertreter der sog. 'Londoner Schule' entwickeln einen Nachhaltigkeitsindikator, den sie explizit vom theoretischen Fundament der Einkommenskonzeption Hicks (1946) herleiten. Diesen Indikator berechnen sie empirisch für 18 Länder,[8] darunter die Bundesrepublik vor der Vereinigung.

Nachhaltigkeit wird als Verteilungsziel (*equity*) in Abgrenzung zum Effizienzziel definiert. Dieses Ziel wird konkretisiert durch die Forderung nach einem im Zeitablauf nicht sinkenden menschlichen Wohlbefinden pro Kopf (*non-declining per capita human well-being over time*). Die zentrale Voraussetzung hierfür wird darin gesehen, daß der umfassende gesellschaftliche Kapitalstock (*overall stock of capital*) nicht sinken dürfe.

Pearce/Atkinson interpretieren den umfassenden gesellschaftlichen Kapitalstock als Aggregat aus menschengemachtem Kapital (Maschinen, Straßen etc.), Humankapital (Wissen, Fertigkeiten etc.) sowie natürlichem Kapital. Sie legen hierbei ausdrücklich eine 'weite' Interpretation des natürlichen Kapitals zugrunde, die neben erschöpflichen natürlichen Ressourcen (Mineralien, fossile Energieträger) auch die Vielfalt der erneuerbaren natürlichen Ressourcen einschließt (Tropenwälder, Ozonschicht, atmosphärischer Kohlenstoffkreislauf, Artenvielfalt, Habitate, Reinheit von Luft und Wasser etc.).

Nachhaltigkeit, so die Autoren, setze in diesem Kontext voraus, daß die gesamte periodische Ersparnis mindestens so groß sei wie die Summe der Wertminderungen aller Komponenten des gesellschaftlichen Kapitalstocks.

---

[7] Die hiermit angesprochene 'Vermeidungskostenmethode' birgt allerdings einige Probleme, die für eine Relativierung der mit ihrer Hilfe gewonnenen Ergebnisse sprechen. Zur Kritik siehe z. B. Endres/Jarre/Klemmer/Zimmermann (1991, S. 32 ff.) und Endres/Holm-Müller (1997).

[8] Vgl. Pearce/Atkinson (1993b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Anders ausgedrückt erfordert eine Nachhaltigkeitsaussage die Überprüfung der Nichtnegativität des aggregierten Netto-Investitionsvolumens.

Unter Vernachlässigung der Humankapitalkomponente stellen Pearce/ Atkinson (1993b, S. 105) einen Nachhaltigkeitsindikator Z_1 zur Diskussion:

$$Z_1 = \frac{S}{Y} - \frac{\delta_M}{Y} - \frac{\delta_N}{Y}. \tag{B.5}$$

Hierbei ist S die gesamtwirtschaftliche Ersparnis, Y das Volkseinkommen, δ_M bzw. δ_N der Wert der Abschreibungen des reproduzierbaren bzw. des natürlichen Kapitals für jeweils eine Periode. Eine Volkswirtschaft wird dann als nachhaltig eingestuft, wenn sie mindestens soviel spart, daß die Summe der Abschreibungen ihres reproduzierbaren und natürlichen Kapitals ausgeglichen werden kann. Dies ist gleichbedeutend mit $Z_1 \geq 0$.

Die empirische Berechnung von Z_1 wird für 18 Länder[9] durchgeführt. In der Tabelle 1 sind die Ergebnisse zusammengefaßt: Der Bundesrepublik (vor der Vereinigung) wird im übrigen eine nachhaltige Entwicklung bescheinigt, und zwar recht deutlich oberhalb der Nachhaltigkeitsschwelle. Ausschließlich Entwicklungsländer verfehlen das Nachhaltigkeitsziel.

Pearce/Atkinson (1992, S. 5 ff.) äußern freilich erhebliche Skepsis an der Tragweite der dem Indikator Z_1 zugrunde liegenden Vorstellung der 'weak sustainability', die von der Annahme einer weitgehenden Substituierbarkeit zwischen produzierten und natürlichen Kapitalkomponenten ausgeht. Sie beurteilen vielmehr die Ersetzbarkeit natürlicher Kapitalkomponenten durch produzierte Kapitalgüter oder Humankapital als sehr eingeschränkt.

Als einer der Gründe hierfür wird die Unsicherheitsproblematik angeführt (vgl. Pearce/Atkinson 1992, S. 5f.). So seien z. B. die Lebenserhaltungsfunktionen von Ökosystemen, die Funktionsweise des Kohlenstoffzyklus' oder die Zahl der die Erde bevölkernden Arten längst nicht vollständig bekannt. Unter der Annahme der Risikoaversion spräche dies dafür, das Naturvermögen nicht zu reduzieren, solange die Folgen nicht abschätzbar seien. Zudem wird auf die Möglichkeit irreversibler Schädigungen zahlreicher Komponenten des Naturvermögens hingewiesen. So könne z. B. eine ausgerottete Art nicht wieder ins Leben gerufen werden. Schließlich sprächen empirische Untersuchungen auf der Grundlage des kontingenten Bewertungsansatzes für ein starkes Interesse der Menschen an der Erhaltung des Status Quo hinsichtlich des Naturvermögens.

[9] Vgl. Pearce/Atkinson (1993b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Tabelle 1

Der Nachhaltigkeitsindikator nach Pearce und Atkinson für 18 Länder

	S/Y	-	δ_M / Y	-	δ_N / Y	$= Z_1$
Sustainable economies						
Costa Rica	26		3		8	+15
Czechoslovakia	30		10		7	+13
Germany (pre-unif)	26		12		6	+8
Hungary	26		10		5	+11
Japan	33		14		2	+17
Netherlands	25		10		1	+14
Poland	30		11		10	+9
USA	18		12		4	+2
Marginally sustainable						
Mexiko	24		12		12	0
Philippines	15		11		4	0
Unsustainable						
Burkina Faso	2		1		10	-9
Ethiopia	3		1		9	-7
Indonesia	20		5		17	-2
Madagascar	8		1		16	-9
Malawi	8		7		4	-3
Mali	-4		4		6	-14
Nigeria	15		3		17	-5
Papua New Guinea	15		9		7	-1

Quelle: Pearce/Atkinson (1993b, S. 106).

Aus diesen Gründen favorisieren Pearce/Atkinson eine 'strong sustainability rule':[10] Diese erfordere, daß zunächst 'der' natürliche Kapitalstock mindestens konstant zu halten sei. Dies sei dann der Fall, wenn die Bedingung

[10] Pearce/Atkinson geben keine stichhaltige Begründung dafür, daß sie trotz erheblicher Skepsis die 'weak sustainability-rule' ausführlich analysieren und empirisch überprüfen. Möglicherweise geht es ihnen darum, zu zeigen, daß zahlreiche Länder *selbst dieses* Kriterium nicht erfüllen. "Although the weak rule described here is admittedly limited in its relevance to the real world, our results show that it can nevertheless yield some useful insights. Of course, this should not obscure the need for

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(B.6) $$\delta_N \leq 0$$

erfüllt sei, wenn also die natürliche Vermögenskomponente Wert*steigerungen* erführe[11] oder ihr Wert konstant bliebe. Erst danach werde (als 'allgemeinere' Restriktion) die Aufrechterhaltung des umfassenden Kapitalstocks relevant. Auf diese Weise wird ausschließlich auf die Substitutionsmöglichkeiten zwischen produzierten Kapitalgütern und Humankapital verwiesen.

Die zentrale Botschaft der empirischen Untersuchungen von Pearce/ Atkinson lautet vor diesem Hintergrund, daß *keines* der untersuchten Länder das Kriterium der 'strong sustainabilitiy' erfülle. In allen Ländern beobachten Pearce/Atkinson vielmehr einen mehr oder weniger starken Rückgang des Naturkapitals.

III. Mehrdimensionale Indikatoren

1. Der Pressure-State-Response-Ansatz der OECD

Anläßlich der Weltwirtschaftsgipfel von 1989 und 1990 hatten sich die G7 auf das Ziel verständigt, ökonomische und ökologische Entscheidungsprozesse künftig stärker zu integrieren. Die OECD wurde aufgefordert, zu diesem Zwecke ausgewählte Umweltindikatoren zu entwickeln. Angesichts dieses 'Drucks' sah sich die OECD (1991) veranlaßt, auf der Grundlage der seinerzeit verfügbaren Datenbasis zu reagieren. Im Ergebnis wurde ein vorläufiger Indikatorensatz (ausdrücklich kein 'universeller' Indikator) präsentiert, der dem Bemühen entsprang, umweltbezogene Daten so weit wie möglich in ihrem ökonomischen Zusammenhang darzustellen. Die Indikatoren, mit deren Hilfe ein erster Vergleich verschiedener Mitgliedsländer durchgeführt wurde, lassen sich nach den Tatbeständen, die sie erfassen sollen, wie folgt klassifizieren:

- Schad- und Abfallstoffeinträge in die Umweltmedien (Emissionen umweltrelevanter Gase, Nutzung nitrogener Düngemittel, Müllproduktion, industrielle Unfälle). Das Bemühen um eine Integration ökonomischer und ökologischer Informationsvermittlung schlägt sich nieder z. B. in Angaben über Emissionen pro Einheit des Bruttosozialproduktes, pro Kopf der Bevölkerung sowie in einer Gegenüberstellung der zeitlichen Trends von

---

further investigation of the meaning and measurement of strong sustainability" (Pearce/ Atkinson 1993a, S. 65).

[11] Im Falle $\delta_N \leq 0$ wäre der letzte Summand von Z_t nicht negativ, daher Wert*steigerungen* des Naturkapitals.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Bruttosozialprodukt, Verbrauch an fossilen Brennstoffen und Schadstoffemissionen.

- Nutzungsprofile ausgewählter natürlicher Ressourcen (Wasservorräte, Waldressourcen, Veränderungen der Landnutzungsprofile u. a. durch Ausweisung von Naturschutzzonen, Fischfangaktivitäten, Import von Tropenhölzern). Auch hier wird die Relation zum Bruttosozialprodukt, zur Bevölkerung und darüberhinaus zur absoluten Verfügbarkeit der betreffenden Ressourcen hergestellt. Bezüglich der Waldnutzung wird eine Gegenüberstellung von jährlichen Einschlagmengen und Bestandswachstum unternommen.
- Umweltzustand bzw. Immissionssituation (Schadstoffbelastung der Flüsse, Erfassung bedrohter Arten).
- Defensive Umweltschutzanstrengungen (Anteil der Bevölkerung, der mit Hilfe von Abwasseraufbereitungsanlagen versorgt wird).
- Öffentliche Wahrnehmung der Umweltprobleme (Befragungen zur relativen Wertschätzung für Umweltschutz und Wirtschaftswachstum).

Ergänzt wurden diese Umweltindikatoren durch einige klassische Indikatoren wie z. B. Wirtschaftswachstum, Bevölkerungsentwicklung, Industrieproduktion etc..

Dieser vorläufige Indikatorensatz wurde weiterentwickelt durch die *Group on the State of the Environment* (1992, 1993a, 1993b) der OECD. Insbesondere wurden die Indikatoren nun explizit klassifiziert in Belastungsindikatoren (*Pressure*-Komponente), Umweltzustandsindikatoren (*State*-Komponente) und Reaktionsindikatoren (*Response*-Komponente).[12] Erfaßt werden Belastungen der Umwelt durch menschliche Aktivitäten, die Umweltqualität selbst sowie gesellschaftliche Reaktionen auf Veränderungen des Umweltzustandes. Dieses *Pressure-State-Response*-Modell (PSR) hat seither in der internationalen Diskussion häufig als Orientierungspunkt gedient.[13]

2. Das Konzept für eine Umweltökonomische Gesamtrechnung des Statistischen Bundesamtes

Das Statistische Bundesamt ist seit 1988 mit der Konzipierung einer 'Umweltökonomischen Gesamtrechnung' (UGR) für die Bundesrepublik befaßt.[14]

---

[12] Siehe hierzu auch SRU (1994a, S. 86 ff.).

[13] Vgl. SRU (1994a, S. 88).

[14] Vgl. Stahmer (1991, S. 43).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Seither ist das Vorhaben in einer ganzen Reihe von Publikationen konkretisiert worden.[15] Wenn auch der Aufbau eines eigenständigen statistischen Gesamtsystems beabsichtigt ist, bilden doch im wesentlichen die konventionelle VGR sowie die bisherige Umweltstatistik der Bundesrepublik die Grundlage. Die UGR soll die Informationen der beiden bestehenden Systeme derart verbinden, daß Rückschlüsse auf die Interdependenzen zwischen ökonomischen Prozessen und dem Umweltzustand gezogen werden können.

Bislang basiert die UGR auf dem sog. 'Satelliten-Ansatz': Das System der traditionellen VGR wird ergänzt um ein integriertes ökologisch-ökonomisches Rechnungswerk, nicht aber grundlegend neu konzipiert. Dieses Satellitensystem hat die Aufgabe, die Wechselwirkungen zwischen der natürlichen Umwelt und dem Wirtschaftssystem zu beschreiben. Erreicht werden soll dies, indem eine Verbindung hergestellt wird zwischen der traditionellen VGR und umweltbezogenen Rechensystemen. Im einzelnen ist zu diesem Zweck die Erstellung der folgenden Darstellungsbereiche vorgesehen:

1. Nutzung und Verbrauch natürlicher Rohstoffe.
2. Ausstoß und Verbleib von Rest- und Schadstoffen.
3. Nutzung der natürlichen Umwelt als Standort für menschliche Aktivitäten.
4. Qualitativer Zustand der Umwelt (Immissionlage, Schadstoffbelastung).
5. Umweltbezogene ökonomische Aktivitäten. Erfaßt werden sollen die monetären Kosten defensiver Umweltschutzaktivitäten einzelner volkswirtschaftlicher Sektoren.

Auch hier ist die Dreiteilung in Indikatoren der Umwelt*belastung* (1. bis 3.), des Umwelt*zustandes* (4.) sowie der umweltrelevanten gesellschaftlichen (bzw. wirtschaftlichen) *Reaktionen* (5.) unverkennbar, die für viele der mehrdimensionalen Indikatoren charakteristisch ist. Inwieweit diese Struktur - bzw. die des Nettosozialproduktes, des Ökosozialproduktes und des Pressure-State-Response-Ansatzes - Rückschlüsse auf die *Nachhaltigkeit* des gesellschaftlichen Entwicklungsprozesses gestattet, wird anschließend in Teil C erörtert.

[15] Siehe z. B. Reich/Stahmer et al. (1988); Statistisches Bundesamt (1990; 1993; 1994a; 1994b; 1995a; 1995b); Radermacher (1992; 1993); Bolleyer/Radermacher (1993); Radermacher/Stahmer (1994; 1995). Vgl. auch BMU (1992; 1996); Deutscher Bundestag (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

C. Grundsätzliche Anforderungen an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung

IV. Zum Konzept einer nachhaltigen Entwicklung aus ökonomischer Sicht

Will man die Eignung der in Teil B vorgestellten Konzepte als *Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung* vergleichend beurteilen, so setzt dies die Spezifikation entsprechender Beurteilungskriterien voraus. Diese wird anschließend in den Kap. IV und V erfolgen. Zunächst werden wir darlegen, was wir im weiteren unter einer nachhaltigen Entwicklung verstehen wollen (Kap. IV). Auf dieser Grundlage werden wir sodann einige grundsätzliche Anforderungen an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung formulieren (Kap. V). Schließlich werden die in Teil B erörterten Konzepte daraufhin geprüft, in welchem Maße sie diesen Anforderungen gerecht werden (Kap. VI).

1. Wirtschaftsethische Perspektiven

Wir interpretieren im folgenden die in der Literatur diskutierten Nachhaltigkeitsbegriffe im Sinne eines *dreidimensionalen, hierarchischen Zielsystems*, auf dessen oberster Ebene wir grundlegende *ethische* Zielsetzungen sehen. In den Wirtschaftswissenschaften ist seit einiger Zeit verstärkt das Bemühen spürbar, die ethischen Grundlagen menschlichen Wirtschaftens zu hinterfragen.[1] In diesen Kontext ist nicht zuletzt auch die Nachhaltigkeitsdiskussion einzuordnen: Ausgangspunkt der Nachhaltigkeitsüberlegungen ist in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur in aller Regel das ethische Oberziel, *allen* Menschen *Gerechtigkeit* widerfahren zu lassen, wie es die Brundtland-Kommission[2] der Vereinten Nationen formuliert hat und wie es im Jahre 1992 anläßlich der

[1] Siehe hierzu z. B. die aus der Arbeit des Ausschusses 'Wirtschaftswissenschaft und Ethik' des Vereins für Socialpolitik hervorgegangenen Bände von Enderle (1985), Hesse (1988), Homann (1992a; 1992b; 1994) sowie Nutzinger (1994; 1996).

[2] WCED (1987).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio de Janeiro als politisches Ziel der Vereinten Nationen fixiert wurde.[3]

Der Begriff der Gerechtigkeit steht zweifellos unterschiedlichsten Interpretationen offen. Die bei weitem größte Aufmerksamkeit wurde jedoch in der wirtschaftswissenschaftlichen Diskussion der Gerechtigkeitstheorie von Rawls (1971) gewidmet. Keineswegs unumstritten, insistiert diese grundsätzlich auf der Zustimmung aller Individuen zu dem gesellschaftlich anzuwendenden Gerechtigkeitsgrundsatz. Allerdings fordert sie diese Zustimmung unter der Voraussetzung, daß die individuelle Betroffenheit seiner Anwendung unter einem 'Schleier der Unwissenheit' verborgen läge. Unter dieser Voraussetzung, so die These Rawls', wäre allen Individuen daran gelegen, das Schicksal des am meisten benachteiligten Individuums zu verbessern, in dessen Rolle sich nach Lüften des Schleiers jeder einzelne wiederfinden könnte. Dies läuft auf eine *egalitäre* Gerechtigkeitskonzeption hinaus, die den Ausgangspunkt der nachfolgenden Ausführungen darstellen wird.

2. Dynamische Nachhaltigkeit

Die Umsetzung des ethischen Primärzieles der 'Gerechtigkeit' auf einer sekundären, *wirtschaftlichen* Ebene setzt zunächst die Beantwortung der Frage voraus, anhand welcher *Maßgröße* geprüft werden sollte, ob das Gerechtigkeitspostulat erfüllt ist. Diesbezüglich ist unbestreitbar, daß das ultimative Ziel menschlichen Wirtschaftens aus Sicht der Nationalökonomie, soweit diese sich in liberaler Tradition sieht, in einer Maximierung der subjektiv wahrgenommenen *individuellen Wohlfahrt* besteht.

Das Hauptaugenmerk der nachfolgenden Ausführungen wird auf dem *inter*generativen Gerechtigkeitsaspekt liegen. Deshalb ist es angebracht, den Aspekt *intra*generativer Gerechtigkeit zunächst zu eliminieren. Dies ist grundsätzlich möglich im Wege (und um den Preis) der *Aggregation* individueller Wohlfahrtsniveaus zu einem zeitpunktbezogenen *gesellschaftlichen Wohlfahrtsmaß*. Mit dessen Hilfe definieren wir ein erstes Nachhaltigkeitskriterium:

> Wir sprechen von *nachhaltiger ökonomischer Entwicklung* dann, wenn beginnend mit einem gewählten Zeitpunkt die gesellschaftliche Wohlfahrt a) im Zeitablauf nicht sinkt und b) stets positiv ist.

Mit der Forderung b) schließen wir aus der Menge nachhaltiger Entwicklungspfade den trivialen Fall einer konstanten Wohlfahrt von Null aus. Dieser Fall entspräche einer Situation, in der eine Gesellschaft aufhört zu existieren,

[3] Vgl. United Nations (1993b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

da sämtliche Mitglieder ihres Lebens beraubt sind (z. B. durch eine nukleare Katastrophe oder durch Völkermord).

Über die Spezifikation der Argumente der sozialen Wohlfahrtsfunktion steht der Begriff der 'wirtschaftlichen Ziele' sowohl 'engen' als auch 'weiten' Auslegungen offen:

- Im folgenden werden wir einerseits auf eine *enge* Interpretation wirtschaftlicher Ziele Bezug nehmen, die allein eine Wohlfahrtswirkung des Konsum*stroms* anerkennt. Zu unterscheiden ist hierbei zwischen dem *unmittelbaren* Konsum der Natur entnommener Ressourcenströme (z. B. 'Fisch', 'Waldfrüchte') und dem Strom *produzierter* Güter.
- Andererseits werden wir auf eine *weite* Auslegung wirtschaftlicher Ziele rekurrieren, die über den Konsumstrom hinaus eine Wohlfahrtswirkung natürlicher Ressourcen*bestände* postuliert. Dies wird vor dem Hintergrund der prominenten Forderung verständlich, natürlichen Ressourcenbeständen einen 'Existenzwert' zuzugestehen. Hiermit ist ein Wert gemeint, der z. B. dem Artenschutzgedanken sowie den ästhetischen Funktionen (*bird watching*), insbesondere jedoch den Lebenserhaltungsfunktionen (*life support functions*) bestimmter Komponenten des natürlichen Ressourcenbestandes Rechnung trägt.[4]

Formal wird sich die nachfolgende Analyse auf die Vorstellung einer sozialen Wohlfahrtsfunktion U beziehen, die das gesellschaftliche Wohlfahrtsniveau $U(\tau)$ einer Zeitperiode τ in Abhängigkeit von verschiedenen Strom- und Bestandsgrößen dieser Periode abbildet. Diese Funktion könnte *beispielsweise* lauten:

$$U(\tau) = U\left[C(\tau), R(\tau), X(\tau)\right] .$$

Hierbei bezeichne $C(\tau)$ den aggregierten Konsum *produzierter* Güter in der Periode τ (Automobile, Kleidung etc.), während $R(\tau)$ den *unmittelbaren* Konsum der periodischen Entnahmemengen aus dem Bestand einer natürlichen Ressource repräsentiere (z. B. Fisch, Waldfrüchte). Außerdem sei der Gesellschaft an der schieren Existenz des Bestandes $X(\tau)$ der betreffenden natürlichen Ressource gelegen (z. B. aus Gründen des Artenschutzes oder der Ästhetik).

In diesem Zusammenhang ist auf den Begriff der 'Grenzwohlfahrt' hinzuweisen, der später von zentraler Bedeutung sein wird. Er bezeichnet denjenigen Wohlfahrtszuwachs, der resultiert, wenn eines der Argumente der sozialen

[4] Vgl. hierzu z. B. Hampicke (1991).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Wohlfahrtsfunktion U um eine 'kleine' (d. h. marginale) Einheit erhöht wird.[5] So ist z. B. die Grenzwohlfahrt des Ressourcenbestandes X zu interpretieren als *marginale Wertschätzung*, die die betreffende Gesellschaft einer Erhöhung des natürlichen Ressourcenbestandes - z. B. auf der Grundlage seiner 'Ästhetik' - entgegenbringt. Dieses Konzept verdient deshalb Erwähnung, weil die Möglichkeit der empirischen Ermittlung der Grenzwohlfahrt für verschiedene Argumente der Wohlfahrtsfunktion mit jeweils unterschiedlichen Schwierigkeitsgraden behaftet ist.

Relativ unproblematisch ist die Ermittlung der Grenzwohlfahrt des Konsums produzierter Güter (C) sowie des unmittelbaren Konsums der Ressourcenentnahme (R). Denn hierbei handelt es sich in aller Regel um solche Güter, die auf Märkten gehandelt werden (es sei wiederum beispielhaft auf die Marktgüter 'Automobil' bzw. 'Fisch' verwiesen). Die jeweiligen Marktpreise können somit als Ausdruck der (individuellen und - nach Aggregation - gesellschaftlichen) Wertschätzung für diese Güter interpretiert werden.

Ungleich problematischer ist in vielen Fällen die Ermittlung der gesellschaftlichen Wertschätzung für intakte natürliche Ressourcenbestände, da diese häufig nicht marktfähig sind. Das Beispiel mariner Fischbestände ist hier häufig herangezogen worden, da offensichtlich der *Fang* auf Märkten gehandelt und daher mit Marktpreisen belegt wird, nicht aber die Fisch*bestände* in den Weiten der Weltmeere. *Wenn* man dennoch an der Ermittlung der gesellschaftlichen Wertschätzung für diese Bestände interessiert ist, so kann man versuchen, dies auf der Grundlage bestimmter Markt*surrogate* zu tun, wie dies bei der ökonomischen Bewertung von Umweltgütern (bzw. Umweltschäden) der Fall ist.[6] Die in diesem Zusammenhang auftretenden Probleme werden im weiteren Verlauf von entscheidender Bedeutung für die zu entwickelnden Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung sein.

Je nach zu diskutierender Modellvariante wird im weiteren Verlauf diese Wohlfahrtsfunktion U Modifikationen erfahren. In einigen Modellvarianten bzw. Szenarien, die wir unten erörtern werden, wird die Zahl der Argumente der Wohlfahrtsfunktion *eingeengt*. So werden wir z. B. eine Modellvariante diskutieren, in der *ausschließlich* der Konsum produzierter Güter als wohlfahrtsrelevant erachtet wird. In anderen Modellvarianten wird dagegen eine Mehrzahl von Argumenten der Wohlfahrtsfunktion berücksichtigt und damit die o. g. 'weite' Interpretation der Wohlfahrtsquellen zur Anwendung kommen.

---

[5] Formal entspricht z. B. in einer bestimmten Periode die Grenzwohlfahrt des Konsums produzierter Güter der partiellen Ableitung der Funktion U nach dem Argument C.

[6] Vgl. hierzu z. B. Endres (1981/82; 1995); Freeman (1993); Ewers/Rennings (1996); Endres/Holm-Müller (1997).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Prinzipiell könnte die Zahl der Argumente der Wohlfahrtsfunktion sogar *ausgeweitet* werden: Noch über die in der obigen Funktion U zum Ausdruck gebrachte weite Interpretation wirtschaftlicher Zielsetzungen hinaus wird vielfach darauf hingewiesen, daß grundsätzlich auch *soziale* Grundlagen der individuellen und gesellschaftlichen Wohlfahrt zu berücksichtigen seien. Dieser Hinweis ist berechtigt und hat in der Literatur Fürsprache gefunden.[7] Die vorliegende Studie wird sich gleichwohl auf die Einbeziehung *natürlicher* Wohlfahrtsquellen konzentrieren.

3. Statische Nachhaltigkeit

Als Voraussetzung für die Realisierung wirtschaftlicher Ziele ist Ökonomen der Begriff des 'Vermögenswertes' (*asset*) geläufig. Wir rekurrieren im folgenden auf die Gesamtheit aller gesellschaftlichen Vermögenswerte unter dem Begriff des 'Kapitals'. An dieser Stelle gewinnt die einleitend erwähnte Einkommenskonzeption Hicks' (1946) an Bedeutung, die ursprünglich auf die Situation eines Individuums bezogen war, im folgenden jedoch in den gesellschaftlichen Kontext übertragen wird: Hicks war wie gesagt der Auffassung, daß nur das als *Einkommen* bezeichnet werden dürfe, was eine Gesellschaft während einer Zeitperiode *konsumieren* könne, ohne ihre *Vermögensposition* während dieser Periode zu verschlechtern, d. h. ihr 'Kapital' zu reduzieren. Sofern das Kapital die Voraussetzung für die Verwirklichung wirtschaftlicher Nachhaltigkeitsziele auf der zweiten Ebene (d. h. der Ebene dynamischer Nachhaltigkeit, siehe Abschnitt IV.2 oben) darstellt, ist folgerichtig der Konsum auf das Hickssche Einkommen zu beschränken, um eine Bewahrung des gesellschaftlichen Kapitals und damit einen konstanten Zielerreichungsgrad auf der zweiten Ebene zu gewährleisten.

Hicks selbst ging seinerzeit wohl eher von einem 'eng' gefaßten Begriff sowohl der Wohlfahrtsquellen als auch der Voraussetzungen der Wohlfahrtserzielung aus. Für die nachfolgende Analyse ist es jedoch grundlegend, daß wir sein Konzept in einen umfassenden Kontext übertragen, der eine *Vielfalt* von Wohlfahrtsquellen und Voraussetzungen der Wohlfahrtserzielung berücksichtigt. In der Nachhaltigkeitsdiskussion spielen die *natürlichen* Voraussetzungen für die Verwirklichung wirtschaftlicher Nachhaltigkeitsziele eine besondere Rolle: Der Grundgedanke statischer *ökologischer* Nachhaltigkeit ist mit dem geflügelten Wort vom 'Erhalt des *Natur*kapitals' grob umrissen.

---

[7] Siehe z. B. Zimmermann (1995).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Allerdings werden in der Literatur statische ökologische Nachhaltigkeitsziele von unterschiedlicher Ausprägung und Restriktivität diskutiert. Wir unterscheiden im folgenden zwischen den Kriterien *strikter ökologischer Nachhaltigkeit* und *schwacher ökologischer Nachhaltigkeit*. Diese beiden Kriterien interpretieren wir als Voraussetzungen für eine Erfüllung der Komponente a) der obigen Definition einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung, also der Forderung nach einer im Zeitablauf (mindestens) *konstanten* gesellschaftlichen Wohlfahrt.

Im Anschluß an die Erörterung strikter und schwacher ökologischer Nachhaltigkeit diskutieren wir als Voraussetzung für eine Erfüllung der Komponente b) einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung - also der Forderung nach einer stets *positiven* gesellschaftlichen Wohlfahrt - ein Kriterium, das wir als *kritische ökologische Nachhaltigkeit* bezeichnen.

Hinsichtlich der Unterscheidung zwischen *strikter* und *schwacher* ökologischer Nachhaltigkeit wird im folgenden argumentiert, daß die Berechtigung dieser beiden Kriterien jeweils entscheidend davon abhängt, welche der oben genannten *Quellen* der gesellschaftlichen Wohlfahrt anerkannt werden. Die Quellendefinition ist nämlich ausschlaggebend dafür, ob und in welchem Maße natürliche Ressourcen durch anthropogene Ressourcen *substituiert* werden können. Je geringer die Substitutionsmöglichkeiten, desto geringer ist *ceteris paribus* die Möglichkeit, künftige Generationen für eine Beeinträchtigung der natürlichen Ressourcenbestände zu *kompensieren*, z. B. im Wege einer Bereitstellung anthropogener Ressourcenbestände. Zwangsläufig wird daher mit abnehmenden Substitutions- und Kompensationsmöglichkeiten der statische ökologische Nachhaltigkeitsbegriff restriktiver.

Um zu einer Beurteilung der Substitutions- und Kompensationsmöglichkeiten zu kommen, sind zunächst die Ebenen, auf denen eine Substitution grundsätzlich möglich ist, sorgfältig zu lokalisieren. Wir unterscheiden hierzu - im Sinne von Gedankenexperimenten - drei Szenarien, die im wesentlichen den drei prototypischen Modellen entsprechen, die in der ressourcenökonomischen Literatur diskutiert werden.[8] Diesen Szenarien ordnen wir jeweils die Kriterien strikter bzw. schwacher ökologischer Nachhaltigkeit zu.

Szenario 1: Der *unmittelbare* Konsum periodischer Entnahmeströme aus dem physischen Bestand einer homogenen *erneuerbaren* natürlichen Ressource ('Fisch') ist *einzige* Quelle der Wohlfahrt.

---

[8] Zu den ressourcenökonomischen Grundlagen vgl. z. B. Siebert (1983); Ströbele (1987); Pearce/Turner (1990); Hampicke (1992); Endres/Querner (1993). Eine detaillierte Darstellung der genannten drei Modelltypen findet sich in Radke (1997).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

In diesem Szenario existieren offensichtlich keine *wohlfahrtsseitigen* Substitutions- und Kompensationsmöglichkeiten, da der Ressourcenkonsum *einzige* Wohlfahrtsquelle ist. Da es sich ferner um den *unmittelbaren* Konsum der Erntemengen handelt, gibt es auch keine *produktionsseitigen* Substitutions- und Kompensationsmöglichkeiten. In diesem Falle, in dem grundsätzlich auf keiner Modellebene Substitutionsmöglichkeiten existieren, umfaßt das gesellschaftliche Kapital *ausschließlich* den Bestand der betreffenden erneuerbaren Ressource. Voraussetzung für die Verwirklichung einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung ist daher das folgende Kriterium:

> Wir sprechen von *strikter ökologischer Nachhaltigkeit* dann, wenn der natürliche Ressourcenbestand im Zeitablauf nicht sinkt.

Es wird bereits an dieser Stelle deutlich, daß der 'angemessene' Nachhaltigkeitsbegriff sehr stark *kontextabhängig* ist. Die Voraussetzungen für die Verwirklichung einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung variieren entscheidend mit dem Abbild der Realität, das der Analyse zugrundegelegt wird. Dies wollen wir am Beispiel weiterer Szenarien eingehender erläutern.

> *Szenario 2*: Zwar ist auch hier der Konsumstrom die *einzige* Wohlfahrtsquelle. Im Unterschied zu Szenario 1 ist nun aber der Strom solcher Güter gemeint, die *produziert* werden unter Einsatz eines anthropogenen Kapitalbestandes und unter Ausbeutung eines homogenen Bestandes einer *erschöpflichen* natürlichen Ressource (z. B. eines fossilen Brennstoffes).

Da auch hier der Konsumstrom einzige Wohlfahrtsquelle ist, gibt es in diesem Szenario ebenfalls keine *wohlfahrtsseitigen* Substitutionsmöglichkeiten. Allerdings werden Substitutionsprobleme auf einer *produktionsseitigen* Ebene aufgeworfen, denn das gesellschaftliche *Produktiv*kapital umfaßt nun *sowohl* natürliche *als auch* anthropogene Komponenten. Voraussetzung für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung ist daher das folgende Kriterium:

> Wir sprechen von *schwacher ökologischer Nachhaltigkeit* dann, wenn das gesellschaftliche Kapital als *Aggregat* natürlicher und anthropogener Kapitalgüter im Zeitablauf nicht sinkt.

Es wird deutlich, daß das Kriterium schwacher ökologischer Nachhaltigkeit den Namenszusatz 'ökologisch' nur bedingt verdient, weil die Rechtfertigung einer Bewahrung des *Natur*kapitals im zweiten Szenario offensichtlich davon abhängt, wie die produktionsseitigen Substitutionsmöglichkeiten zwischen anthropogenem und natürlichem Kapital beurteilt werden: Je eingeschränkter die Substitutionsmöglichkeiten, desto stärker die Anforderungen an das zu bewahrende Naturkapital. Dies bedeutet, daß eine Aussage darüber, ob das aggregierte Produktivkapital tatsächlich bewahrt wird bzw. wurde, stets die Eigenschaften der Produktionstechnologie berücksichtigen muß. Vereinfacht gesagt sind anthropogenen und natürlichen Kapitalkomponenten 'produktions-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

seitige Gewichtungsfaktoren' zuzuordnen. Wir werden hierauf im weiteren Verlauf ausführlich eingehen (siehe den Teil D dieser Studie). Zunächst jedoch wollen wir ein letztes Szenario vorstellen:

> *Szenario 3*: Die Quellen der Wohlfahrt werden, anders als in den beiden ersten Szenarien, im Konsumstrom produzierter Güter *und* im *Bestand* einer homogenen *erneuerbaren* natürlichen Ressource gesehen. Letzterer wird als homogenes Umweltmedium ('Luft') aufgefaßt, das im gesellschaftlichen Produktionsprozess Belastungen in Form von Schadstoffemissionen ausgesetzt ist, diese allerdings in gewissem Umfange assimilieren kann und daher als erneuerbare Ressource zu klassifizieren ist.[9] Die Emissionen werden - neben dem anthropogenen Kapitalbestand - als Produktionsfaktor interpretiert.

In diesem dritten Szenario sind demnach grundsätzlich wohlfahrtsseitige Substitutionsmöglichkeiten zwischen 'Konsum und Umweltqualität' gegeben. Darüber hinaus sind produktionsseitige Substitutionsmöglichkeiten zwischen Ressourcenentnahmeströmen (hier: Emissionen) und anthropogenem Kapital (z. B. Filteranlagen) zu berücksichtigen, ähnlich wie bereits im zweiten Szenario. Im dritten Szenario wird kein *zusätzliches* ökologisches Nachhaltigkeitskriterium benötigt, denn auch hier ist das Kriterium schwacher ökologischer Nachhaltigkeit einschlägig: Der aggregierte gesellschaftliche Kapitalbestand, der auf der dritten Nachhaltigkeitszielebene (statischer Nachhaltigkeit) zu bewahren ist, um das Ziel nachhaltiger ökonomischer Entwicklung auf der zweiten Zielebene zu erreichen, umfaßt wiederum anthropogene und natürliche Komponenten.

Der Unterschied zum zweiten Szenario besteht darin, daß die natürlichen Komponenten nicht *ausschließlich* von produktiver Bedeutung sind, sondern sich darüber hinaus durch einen *direkten* Wohlfahrtsbeitrag auszeichnen. Hierdurch wird das Problem, den aggregierten Kapitalbestand im Sinne schwacher ökologischer Nachhaltigkeit auch bei sinkendem natürlichen Ressourcenbestand zu bewahren, erheblich kompliziert. Denn neben produktionsseitigen Gewichtungsfaktoren für anthropogogene und natürliche Kapitalkomponenten sind nun zusätzlich wohlfahrtsseitige Gewichtungsfaktoren erforderlich. Auch hierauf werden wir später ausführlich eingehen (siehe auch hierzu den Teil D dieser Studie).

Wir kommen nun zur Definition eines dritten und letzten ökologischen Nachhaltigkeitskriteriums, das - wenn auch in unterschiedlichen Ausprägungen

---

[9] Diesbezüglich ist allerdings hinsichtlich unterschiedlicher Schadstoffe, die in unterschiedlichem Maße assimiliert werden können, zu differenzieren. Der Fall einer Assimilationsfähigkeit von Null für bestimmte Schadstoffe ist gleichwohl als Spezialfall in Szenario 3 enthalten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

- grundsätzlich in *allen drei* Szenarien relevant ist, sofern diese um bestimmte Annahmen erweitert werden. Diese Annahmen betreffen die Vorstellung eines 'kritischen Naturkapitalbestandes' (*critical natural capital*), dessen Unterschreitung annahmegemäß unausweichlich zur Verletzung der b)-Komponente der obigen Definition einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung führt, d. h. der Forderung einer stets *positiven* gesellschaftlichen Wohlfahrt.

Je nach Szenario sind unterschiedliche Definition des kritischen Naturkapitals möglich. So ist es beispielsweise im Rahmen des ersten Szenarios denkbar, daß die geerntete erneuerbare Ressource nur dann überlebensfähig ist, wenn eine 'kleinste überlebensfähige Population' nicht unterschritten wird. Diese Population würde einen kritischen natürlichen Ressourcenbestand repräsentieren, da ihre Unterschreitung das Aussterben der Ressource und *deshalb* auch der Menschheit zur Folge hätte, die sich im ersten Szenario *ausschließlich* von dieser Ressource ernährt.

Im zweiten Szenario wäre es denkbar, daß der gesellschaftliche Produktionssektor nur dann überhaupt funktionsfähig ist, wenn bestimmte Mindestniveaus natürlicher Ressourcenbestände nicht unterschritten werden. Das Beispiel der landwirtschaftlichen Produktion ist hier wohl am eingängigsten: Die Absenkung des Grundwasserpegels unter ein bestimmtes Niveau oder gravierende klimatische Veränderungen könnten dazu führen, daß eine agrarische Gesellschaft ihre Ernährungsbasis vollständig und irreversibel einbüßt.

Im dritten Szenario schließlich ist darüber hinaus auf die unmittelbaren *Lebenserhaltungsfunktionen* natürlicher Ressourcenbestände hinzuweisen: Menschliches Leben, so die Vertreter der ökologischen Ökonomie, wäre bei Unterschreitung eines bestimmten positiven Mindestbestandes z. B. sauberer Atemluft, die *unmittelbar* zur Wohlfahrt beiträgt, nicht länger möglich. Der kritische Bestand kann hier etwa als 'gerade noch lebensgestattende' Schadstoffkonzentration in der Atemluft interpretiert werden. Somit ist unsere letzte Definition grundsätzlich für sämtliche Szenarien relevant:

> Wir sprechen von *kritischer ökologischer Nachhaltigkeit* dann, wenn ein kritischer natürlicher Ressourcenbestand, der zur Gewährleistung einer *positiven* gesellschaftlichen Wohlfahrt unabdingbar ist, zu keinem Zeitpunkt unterschritten wird.

Damit ist die Erörterung dessen abgeschlossen, was wir im folgenden unter dem Konzept einer nachhaltigen Entwicklung verstehen wollen. Auf der Grundlage dieses differenzierten Nachhaltigkeitsverständnisses werden im nachfolgenden Kapitel V einige grundsätzliche Anforderungen an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung formuliert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

V. Schlußfolgerungen für Indikatorensysteme einer nachhaltigen Entwicklung

1. Kapitaltheoretische Fundierung

Unabhängig davon, welches der drei oben skizzierten Szenarien bestimmten Aspekten der Realität angemessen scheint, ist allen drei Szenarien die Struktur gemeinsam, daß die Bewahrung von Vermögens- bzw. Kapitalbeständen die *Voraussetzung* für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung (d. h. für eine konstante und positive gesellschaftliche Wohlfahrt) darstellt. Daher ist nach unserer Auffassung grundsätzlich jedes System von Nachhaltigkeitsindikatoren *kapitaltheoretisch* zu fundieren: Indikatoren der gesellschaftlichen Wohlfahrt selbst können nicht *Nachhaltigkeits*indikatoren sein, da die Höhe der Wohlfahrt in einer Periode naturgemäß keine Auskunft darüber gibt, ob sie auf Dauer aufrechterhalten werden kann. Der Zweck von Nachhaltigkeitsindikatoren besteht somit vorrangig darin, Informationen über gesellschaftliche *Vermögensbestände* - u. a. über natürliche Ressourcen*bestände* - und deren *Veränderungen* zu vermitteln. Vermögensveränderungen sind auf eine Weise abzubilden, die es erlaubt, deren Rückwirkungen auf die gesellschaftliche Wohlfahrt zu beschreiben.

Eine kapitaltheoretische Fundierung ist auch dann unabdingbar, wenn man 'Nachhaltigkeitsdiagnose', 'Nachhaltigkeitsprognose' und 'Nachhaltigkeits-politik' analytisch voneinander trennt.[10] Sofern es in einem ersten Schritt um eine (rückblickende) Nachhaltigkeitsdiagnose geht, ist die Ermittlung und Gegenüberstellung der *Wohlfahrts*niveaus vergangener Perioden (sofern rückwirkend empirisch beobachtbar) nur vordergründig hinreichend um zu beurteilen, ob die Vergangenheitsentwicklung nachhaltig war oder nicht. Denn käme man z. B. zu dem Ergebnis, daß im vergangenen Jahrzehnt bis zur Gegenwart die gesellschaftliche Wohlfahrt im Zeitablauf konstant war, so ließe dies keineswegs den Schluß zu, daß die Wohlfahrt auch *zukünftig* auf dem Vergangenheitsniveau verharren *kann* oder gar tatsächlich verharren *wird*. Es ist vielmehr denkbar, daß die Aufrechterhaltung der Wohlfahrt in der Vergangenheit mit einer Reduzierung des gesellschaftlichen Vermögens erkauft wurde, die vergleichbare Wohlfahrtsniveaus in der Zukunft ausschließt. Dies wäre jedoch gemessen an obiger Definition einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung nicht nachhaltig, da diese grundsätzlich die Aufrechterhaltung der gesellschaftlichen Wohlfahrt über den Gegenwartszeitpunkt hinaus fordert. Somit erfordert eine rückblickende Nachhaltigkeitsdiagnose Indikatoren, die eine Beurteilung der Veränderungen des gesellschaftlichen Vermögens in der Vergangenheit gestat-

[10] Eine ähnliche Unterscheidung trifft der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1994a, S. 86, Tz. 146).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

ten. Eine solche Beurteilung wäre grundsätzlich auf der Grundlage von 'Umweltzustandsindikatoren' möglich (vgl. die 'State'-Komponente des *Pressure State Response*-Ansatzes).

In einem zweiten Schritt ist eine Nachhaltigkeitsprognose von Interesse. Dieser zweite (und wichtigere) Schritt erfordert es, die Entwicklung der *Voraussetzungen* der Wohlfahrtserzielung (d. h. des gesellschaftlichen Vermögens) zu prognostizieren, denn ohne dies wäre eine Voraussage der Entwicklung künftiger Wohlfahrtsniveaus nicht denkbar. Hierzu wäre zunächst die Erfassung der gegenwärtigen Anfangsbestände aller relevanten Vermögenskomponenten erforderlich. Anschließend wären diejenigen Faktoren zu ermitteln (bzw. deren Veränderungen zu prognostizieren), die eine *künftige* Veränderung der Vermögensbestände und damit der gesellschaftlichen Wohlfahrt verursachen können. Hierzu zählen u. a. die in künftigen Perioden zu erwartenden umweltbe- und -entlastenden menschlichen Aktivitäten. Solche Aktivitäten beeinflussen bei gegebenem Anfangsbestand den zu erwartenden Endbestand und ermöglichen somit eine Aussage über die zu erwartende Bestandsveränderung. Eine Nachhaltigkeitsprognose erfordert daher 'Umweltbelastungsindikatoren' (z. B. hinsichtlich zu erwartender Schadstoffemissionen, vgl. die 'Pressure'-Komponente des *Pressure State Response-Ansatzes*) und 'Umweltentlastungsindikatoren' (z. B. hinsichtlich zu erwartender Investitionen in Umweltschutztechnologien, vgl. die 'Response'-Komponente des *Pressure State Response-Ansatzes*). Diese allein gestatten jedoch noch keine Nachhaltigkeitsprognose: Es müssen zusätzlich Informationen über die relevanten *Wirkungszusammenhänge* vermittelt werden, ohne die nicht beurteilt werden kann, welchen Effekt umweltbe- und -entlastende menschliche Aktivitäten auf den Umweltzustand und damit auf das gesellschaftliche Vermögen haben werden. Ganz ähnlich sieht dies der Sachverständigenrat für Umweltfragen:

> "Die methodische Weiterentwicklung eines Indikatorensystems erfordert vor allem eine bessere Erfassung von Interdependenzen der ökologischen, ökonomischen und sozialen Bereiche ('interlinkages')."[11]

Vor diesem Hintergrund sind 'Belastungs-' und 'Reaktionsindikatoren' für eine Nachhaltigkeitsprognose unverzichtbar. Sie sind allerdings mit dem Ziel zu konstruieren, die tatsächlichen Vermögenswirkungen solcher Aktivitäten zu verdeutlichen. Überspitzt formuliert wären Rauchgasemissionen unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit von geringem Interesse, wenn nicht ein Zusammenhang zum Waldsterben zu vermuten wäre. Wälder aber sind zweifelsfrei eine Komponente des Vermögens*bestandes*. Ebenso bestünde bei der Verfolgung des Nachhaltigkeitszieles kaum ein Anlaß zur Reduzierung der FCKW-Produktion, wenn diese nicht für das Ozonloch verantwortlich gemacht

[11] SRU (1996, S. 104, Tz. 190)

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

würde. Auch die Ozonschicht aber ist offensichtlich eine *Bestands*komponente. Somit sind Aussagen darüber in ein System von Nachhaltigkeitsindikatoren einzubeziehen, in welcher Form die Belastungs- und Reaktionsgrößen auf die jeweiligen Vermögenskomponenten rückwirken, denn wohlfahrtsrelevant sind allein die Vermögensbestände.

Ist eine nicht-nachhaltige Entwicklung prognostiziert, so sind in einem dritten Schritt Instrumente einer 'Nachhaltigkeitspolitik' zu entwickeln. Auch hierzu tragen Belastungs- und Reaktionsindikatoren dann bei, wenn die Wirkungen alternativer Politikmaßnahmen auf die entsprechenden menschlichen Aktivitäten und die daraus erwachsenden Bestandswirkungen abgeschätzt werden.

2. Ergänzung physischer durch wertmäßige Indikatoren

Eine Nachhaltigkeitsprognose setzt nicht nur voraus, daß die Wirkungszusammenhänge zwischen umweltrelevanten menschlichen Aktivitäten und den natürlichen Vermögensbeständen ermittelt werden. Vielmehr ist darüber hinaus die Kenntnis der Wirkungszusammenhänge zwischen Vermögensbeständen und Wohlfahrtsniveaus erforderlich, um abzuschätzen, welche Entwicklung die gesellschaftliche Wohlfahrt künftig nehmen wird.

Bei der Bewahrung des gesellschaftlichen Vermögens ist daher zwischen *physischer* und *wertmäßiger* Bestandswahrung zu unterscheiden. Während erstgenannte sich auf Indikatoren von rein physikalischer Dimension stützen kann, repräsentieren wertmäßige Bestandsgrößen stets ein Produkt aus physikalischer Dimension und (wie auch immer gearteten) Bewertungsfaktoren. Hiermit ist das o. g. Problem der 'Wirkungszusammenhänge' zwischen Vermögensbeständen und gesellschaftlicher Wohlfahrt angesprochen.

Um Mißverständnissen vorzubeugen ist an dieser Stelle ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß die hiermit angesprochene Unterscheidung zwischen physischen und wertmäßigen Indikatoren *nicht* mit einer Unterscheidung zwischen *positiver* und *normativer* Aussagekraft korrespondiert. Auch physische Indikatoren, wenn sie einer Überprüfung der realen Entwicklung anhand des normativen Kriteriums der Nachhaltigkeit dienen sollen, sind stets und unausweichlich 'wertend'.

So ist allein die Entscheidung, eine bestimmte physische Größe in ein Indikatorensystem aufzunehmen, von normativem Charakter. Wenn z. B. die Zahl der Individuen einer bestimmten schützens*werten* Tierart in einem Indikatorensystem Berücksichtigung findet, so ist dies Ausdruck einer *Wertschätzung* der Existenz dieser Tierart seitens des Konstrukteurs des betreffenden Indikatorensystems. Die Grundlage einer solchen Wertschätzung kann z. B. die Anerken-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

nung von 'Tierrechten' durch den Konstrukteur, sein ästhetisches Empfinden, oder irgendein vergleichbares Motiv darstellen.

Ebenso müßte die Spezifikation eines 'kritischen Bestandes' der betreffenden Tierart stets auf Werturteilen basieren. Hierbei können positive (d. h. nicht wertende) naturwissenschaftliche Analysen selbstverständlich Hilfestellung leisten. Wenn z. B. nachgewiesen werden kann, daß die betreffende Art bei Unterschreitung einer kleinsten überlebensfähigen Population unausweichlich aussterben müßte, so könnte dies einen Anhaltspunkt für die Definition eines kritischen Bestandes bieten. Erfolgt die Definition im Rahmen eines Indikatorensystems *tatsächlich* anhand dieser Größe, so beinhaltet dies jedoch das Werturteil, daß ein Aussterben dieser Art als 'unerträglich' zu beurteilen sei.

Ist in diesem Text von 'wertmäßigen' Indikatoren die Rede, so liegt ein anderer - in der Wirtschaftswissenschaft allgemein üblicher - Wertbegriff zugrunde. Hier drückt der Wert eines Gutes den Beitrag aus, den dieses Gut zur Erreichung eines bestimmten Zieles beisteuert. Dieser Wertbegriff findet in allen wirtschaftlich relevanten Bereichen Anwendung. Wir verdeutlichen ihn anhand des hier interessierenden Beispiels der Konstruktion von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung.

Das Wesensmerkmal einer nachhaltigen Entwicklung besteht darin, daß das Kapital (Vermögen) der Menschheit nicht verwirtschaftet wird. Dieses Kapital setzt sich aus mehreren (menschengemachten und natürlichen) Komponenten zusammen, die in unterschiedlichen Dimensionen gemessen werden. Nimmt nun im Zeitablauf die Ausstattung mit einigen dieser Kapitalkomponenten ab, mit anderen jedoch zu, so kann nicht ohne weiteres gesagt werden, ob der Gesamtkapitalbestand insgesamt gewachsen, geschrumpft oder konstant geblieben ist. Dazu müßten die Beiträge, die die einzelnen Kapitalkomponenten zum Gesamtkapital leisten, betrachtet und saldiert werden. Eine Saldierung ist jedoch nur zwischen Größen der selben Dimension möglich.

Der Vorgang, bei dem einzelne verschieden dimensionierte Größen (Kapitalbestandteile) 'auf einen gemeinsamen Nenner gebracht' und so zu einer eindimensionalen Größe (Gesamtkapitalbestand) umgerechnet werden, nennt man in der Wirtschaftswissenschaft 'Bewertung'.[12] Die bei dieser Bewertung verwendeten Umrechnungsfaktoren ('Gewichte') sind durch die Bedeutung definiert, die den einzelnen (verschieden dimensionierten) Kapitalkomponenten für das Gesamtkapital zukommt. Mit der Natur dieser Gewichte werden wir uns im folgenden noch eingehend auseinandersetzen (siehe Teil D unten). Hier geht es zunächst nur darum, deutlich zu machen, daß wir unter einem 'wertmäßigen'

[12] Ein Beispiel für diesen Vorgang aus der traditionellen Wirtschaftswissenschaft ist die Sozialproduktrechnung. Hier werden Tausende von verschieden dimensionierten Gütern mit ihren Preisen gewichtet ('bewertet') und so in eine eindimensionale (monetäre) Größe, das Sozialprodukt, umgerechnet.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Indikator ein Konstrukt verstehen, das aus dem eben beschriebenen Prozeß der Bewertung entsteht. Das Wesen des wertmäßigen Indikators liegt also darin, daß er eine aggregierte Größe anzeigt, die aus einer über Gewichtung erreichten Homogenisierung verschieden dimensionierter Größen hervorgegangen ist.

Verwendet man einen wertmäßigen Indikator 'Gesamtkapitalbestand', so ist damit impliziert, daß die verschiedenen Teilkapitalbestände, die Gegenstand des Bewertungsprozesses sind, bei *Konstanz des Gesamtkapitals* gegeneinander substituiert werden können: Geht z. B. eine zusätzliche Einheit eines Kapitalbestandteils K mit einem halb so hohen Gewicht bei der Berechnung des Gesamtkapitalbestandes ein, wie eine Einheit des Kapitalbestandteils X, so bleibt der Gesamtkapitalbestand konstant, wenn der Bestand von K um zwei Einheiten wächst und von X eine Einheit verbraucht wird.

Allerdings ist es durchaus denkbar, daß die Möglichkeiten, einen Kapitalbestandteil X bei konstantem Gesamtkapital durch einen anderen Bestandteil K zu substituieren, begrenzt sind. In diesem Fall muß für die Aufrechterhaltung des Gesamtkapitalbestandes eine Mindestversorgung mit dem Gut X, z. B. $\underline{X}$, gewährleistet sein. Diesem Umstand muß bei der Konstruktion von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung unbedingt Rechnung getragen werden. Die pragmatisch einfachste Möglichkeit dazu besteht darin, explizit einen physischen Mindestbestand des Teilkapitals in Höhe von $\underline{X}$ als notwendige Bedingung für eine nachhaltige Entwicklung zu fordern.

Nachhaltigkeit wird hier also durch die simultane Verbindung eines wertmäßigen Indikators (der Gesamtkapitalbestand muß konstant bleiben) und eines physischen Indikators (der Bestand der Kapitalkomponente X darf die Menge $\underline{X}$ nicht unterschreiten) beschrieben.

Zusammengefaßt läßt sich sagen, daß die Frage nach dem Wert einer beliebigen Komponente des gesellschaftlichen Vermögens grundsätzlich drei Dimensionen aufweist:

- Auf einer übergeordneten Ebene ist zunächst - im Sinne einer 'ja-nein'-Entscheidung - die Frage zu beantworten, ob einem bestimmten Aspekt der Realität Wertschätzung entgegengebracht wird oder nicht. Falls ja, empfiehlt sich die Aufnahme zunächst physischer Bestandsdaten in das zu erstellende Indikatorensystem.

- Unter Verwendung der relativen Wertschätzung derjenigen (voneinander verschiedenen) Aspekte, für die oben die Antwort 'ja' lautete, sind im Rahmen eines Bewertungsprozesses im oben erläuterten Sinne wertmäßige Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung abzuleiten.

- Die o. g. Grenzen der Substituierbarkeit einzelner Komponenten des Vermögensbestandes (bei Vorliegen kritischer Bestände) führen auf die Formu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

lierung von physischen Bedingungen für Nachhaltigkeit, die die wertmäßigen Bedingungen ergänzen.

Eine Entwicklung ist nachhaltig, wenn die physischen und wertmäßigen Nachhaltigkeitsbedingungen simultan erfüllt werden.

Wie oben bereits gesagt, repräsentieren wertmäßige Indikatoren stets ein Produkt aus physikalischer Dimension und Wertdimension. Die Ermittlung *beider* Komponenten ist somit notwendig für die Ermittlung wertmäßiger Indikatoren. Physische Indikatoren hingegen können allein auf der Grundlage physikalischer Daten berechnet werden.

Es ist daher offensichtlich, daß im Vergleich zu physischen Indikatoren die Ermittlung wertmäßiger Indikatoren in der Praxis aufgrund des zusätzlichen Informations- und Erhebungsbedarfes hinsichtlich der relativen Wertschätzung unterschiedlicher Indikatorenbestandteile die größeren Probleme aufwerfen wird. Zwangsläufig stellt sich die Frage, ob es Bereiche der Realität gibt und welchem der drei o. g. Szenarien diese am ehesten entsprechen, in denen die 'anspruchsloseren' physischen Indikatoren ausreichen, um eine Nachhaltigkeitsdiagnose (bzw. -Prognose) zu stellen.

Im Rahmen des ersten Szenarios scheinen physische Indikatoren hinreichend für eine Beurteilung der Nachhaltigkeit eines Entwicklungsweges zu sein. Denn hier repräsentiert, wie in Abschnitt IV.3 ausführlich erläutert wurde, der Bestand der geernteten erneuerbaren Ressource den gesellschaftlichen Kapitalstock *ausschließlich*. Unter der Annahme, es handle sich um einen homogenen Bestand, treten keine kapitaltheoretischen Substitutions- und Aggregationsprobleme auf.

Auch im Falle eines kritischen Naturkapitalbestandes ist - unabhängig davon, welches Szenario zugrundegelegt wird - ein physischer Indikator offenbar hinreichend.[13] Wesentlich ist hierbei, daß sich mit Erreichen des 'kritischen' Bestandes das Substitutionsproblem nicht mehr stellt.

Somit ist festzuhalten, daß überall dort, wo die Kriterien strikter bzw. kritischer ökologischer Nachhaltigkeit einschlägig sind, physische Indikatoren ausreichen, um eine Nachhaltigkeitsdiagnose durchzuführen.

---

[13] Dies gilt allerdings nur unter der unrealistischen Annahme, daß der jeweilige kritische Naturkapitalbestand mit Sicherheit bekannt ist. Ist es dagegen beispielsweise ungewiß, welche CO_2-Konzentration in der Atmosphäre exakt zu welchem Ausmaß an Klimaänderungen und welches Ausmaß der Klimaänderung exakt zu welchen wirtschaftlichen Konsequenzen führt, so sind auch im Falle kritischer Bestände Bewertungen unabdingbar. In solchen Fällen wird es von den Wahrscheinlichkeiten bestimmter Klimaszenarien und der gesellschaftlichen Risikopräferenz abhängen, welche CO_2-Belastung der Atmosphäre als 'kritisch' aufgefaßt wird.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Unabweisbar ist allerdings die Notwendigkeit wertmäßiger Indikatoren für eine Nachhaltigkeitsaussage, wenn man sich erstens oberhalb kritischer Bestände weiß (oder glaubt) und wenn zweitens die Heterogenität des gesellschaftlichen Kapitalbestandes berücksichtigt wird, wie oben im zweiten und dritten Szenario. Denn Heterogenität impliziert Aggregations-, Substitutions- und daher Kompensationsprobleme innerhalb des gesellschaftlichen Kapitalbestandes. Diese sind allein mit physischen Nachhaltigkeitsindikatoren nicht zu lösen, es wird vielmehr ein *einheitlicher Bewertungsmaßstab* für natürliche und anthropogene Kapitalkomponenten benötigt.

Daher sind in allen Fällen, in denen die Verwirklichung schwacher ökologischer Nachhaltigkeit Voraussetzung für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung ist, wertmäßige Indikatoren zu ermitteln.

Dies bedeutet jedoch keinesfalls, daß im zweiten und dritten Szenario auf physische Indikatoren verzichtet werden könnte: Sie sind in jedem Falle *Voraussetzung* für die Ermittlung wertmäßiger Indikatoren, da diese, wie oben erwähnt, definitionsgemäß immer eine 'Bewertungs'- und eine Mengenkomponente umfassen.

3. Offenheit

In aller Regel wird davon ausgegangen, daß es definitionsgemäß die Aufgabe von Indikatoren sei, die Komplexität realer Zusammenhänge zu *reduzieren*, um auf diese Weise zügige und dennoch wohlinformierte Entscheidungsprozesse zu ermöglichen. Daher wird von vornherein der Anspruch an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung gestellt, möglichst *wenige*, aber für die Gesamtheit aller realen Zusammenhänge möglichst *aussagekräftige* Sachverhalte abzubilden.[14]

Wir stellen dem eine Betrachtungsweise gegenüber, die zwischen dem Leitbild eines 'idealen' Nachhaltigkeitsindikators einerseits und praktikablen Nachhaltigkeitsindikatoren andererseits differenziert. Ersterer ist nicht als Ziel zu interpretieren, das es *tatsächlich* zu erreichen gilt, sondern vielmehr als Orientierungspunkt bei der Entwicklung praktikabler Indikatoren. Letztere sollte dann mit der Zielsetzung erfolgen, dem Idealziel im Zeitablauf immer näher zu kommen.

Will man den 'idealen' Nachhaltigkeitsindikators charakterisieren, so ist zu beachten, daß sich die auf nationaler und internationaler Ebene vorliegenden Ansätze zur Bildung von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung in aller

[14] Vgl. z. B. Rennings (1994, S. 5 f.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Regel - wie oben in Teil B erläutert wurde - am Vorbild der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) orientieren. Diese gilt es offenbar zu ergänzen, zu modifizieren oder gar zu ersetzen. Die VGR jedoch ist mit dem Anspruch konzipiert worden, die periodischen Wirtschaftsaktivitäten *vollständig* abzubilden. Alles andere wäre auch wenig sinnvoll, denn zweifelsohne wäre eine verzerrte Aussage unvermeidlich, wenn z. B. Sektoren wie der Ruhrkohlebergbau oder die norddeutsche Werftenindustrie aus der Betrachtung ausgespart blieben.

Dies gilt grundsätzlich auch für 'ideale' Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung. Mehr noch: Es liegt gerade in der Natur der Nachhaltigkeitskonzeption, sich nicht mit einer ausschnitthaften Betrachtungsweise (z. B. einer in der Vergangenheit dominierenden Beschränkung auf die Abbildung wirtschaftlicher Zusammenhänge) zufriedenzugeben, sondern vielmehr möglichst alle Bereiche einzubeziehen, die wohlfahrtsrelevant sind. Wir sprachen davon oben in Kapitel IV im Zusammenhang mit der Unterscheidung zwischen einer 'engen' bzw. einer 'weiten' Auslegung des Begriffes der Wohlfahrtsquellen. Definitionsgemäß besteht der Anspruch der Nachhaltigkeitskonzeption darin, die bisherige Beschränkung auf eine Abbildung *ausschließlich* wirtschaftlicher Zusammenhänge zu überwinden und diese um ökologische und soziale Facetten des Gesamtbildes zu *vervollständigen* . Hinsichtlich der ökologischen Aspekte, denen wir uns hier vorrangig widmen wollen, müssen wir grundsätzlich auf dem Leitbild einer *vollständigen* Berücksichtigung aller relevanten Zusammenhänge insistieren.

Selbstverständlich kann dies nicht heißen, daß Vollständigkeit in der Praxis jemals erreichbar wäre. Dies bedeutet aber wohl, daß diese Studie kein *geschlossenes* System anbieten darf, das einer späteren, sukzessiven Vervollständigung im Wege stünde.[15] Es ist bei der Modellbildung und bei der Forschungsplanung darauf zu achten, daß die größtmögliche 'Offenheit' hinsichtlich des idealen Nachhaltigkeitsindikators gewährleistet ist. Dabei ist es nicht entscheidend, Vollständigkeit zu erreichen, sondern vielmehr, sie effizient anzustreben. Eine notwendige Bedingung hierfür besteht in der offenen Anlage der Forschungskonzeption.

Wir halten daher den Anspruch, mit 'wenigen aber aussagekräftigen' Indikatoren eine Nachhaltigkeitsaussage treffen zu wollen nur dann für gerechtfertigt, wenn *zuvor* Aussagen über das Leitbild des 'idealen' Nachhaltigkeitsindikators getroffen werden. Letzterer kann im Grunde nicht als 'Indikator' bezeichnet

---

[15] Wir sehen uns hierin durch den Sachverständigenrat für Umweltfragen bestätigt: "Schadensfrüherkennung erfordert Modelle mit besonders offenen theoretischen Strukturen, die logische Verknüpfungen einer Vielzahl von Bestimmungsgrößen und Parametern strukturell zulassen" (SRU 1994a, S. 20).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

werden, wenn man diesen Begriff wörtlich nimmt. Vielmehr kommt wohl der Terminus einer 'Umweltökonomischen *Gesamt*rechnung' unserer Intention am nächsten.

Wenn man Vollständigkeit in dem Bewußtsein anstrebt, sie niemals erreichen zu können, muß man Regeln formulieren, nach denen man bei der Bewegung in Richtung des Idealzieles zunächst eine Auswahl unter den potentiell abzubildenden Bereichen der Realität trifft. Eine solche Regel könnte z. B. darin bestehen, die oben angesprochenen 'kritischen' Bereiche zuerst zu berücksichtigen. In diesem Falle wären Kriterien zu entwickeln, anhand derer beurteilt werden kann, welche Bereiche zu den kritischen zu zählen sind

Im übrigen ist die *Ursache* für die häufig angestrebte Konzentration auf wenige aber aussagekräftige Indikatoren wohl in unmittelbarem Zusammenhang mit den Ausführungen zur Unterscheidung zwischen physischen und wertmäßigen Indikatoren des Abschnitts V.2 oben zu sehen: Im Rahmen der VGR stellt Vollständigkeit kein unüberwindliches Problem dar, da ausschließlich solche Sachverhalte abzubilden sind, für die eine einheitliche, *monetäre* Maßeinheit existiert. Die Einbeziehung ökologischer Sachverhalte bereitet jedoch bekanntermaßen Bewertungsprobleme.[16] Daher scheint es unter pragmatischen Gesichtspunkten angezeigt, die Bewertungsproblematik zu umgehen und 'alles' an einigen wenigen, geeigneten ökologischen Indikatoren abzulesen. Es fragt sich nur, ob eine solche 'pragmatische' Vorgehensweise - sofern sie als Präjudiz fungiert anstatt als vorläufiger, eigentlich unvollständiger Ansatz interpretiert zu werden - den Bemühungen zur Einbeziehung ökologischer Aspekte in die gesellschaftlichen Informationssysteme nicht von vornherein den Weg verstellt.

4. Eine allgemeine Nachhaltigkeitsregel

Auf der Grundlage der konzeptionellen Vorüberlegungen formulieren wir eine allgemeine, zweistufige Nachhaltigkeitsregel:

1. Priorität: Stelle stets sicher, daß kritische Bestände sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten nicht erreicht oder gar unterschritten werden.

2. Priorität: Stelle stets sicher, daß sich die angemessen bewerteten Veränderungen sämtlicher als relevant zu erachtender gesellschaftlicher Vermögenskomponenten zu Null saldieren.[17]

---

[16] Vgl. hierzu z. B. Endres (1981/82; 1995); Freeman (1993); Endres/Holm-Müller (1997).

[17] Der Definition einer nachhaltigen ökonomischen Entwicklung des Abschnitts IV.2 würde offenbar auch ein *positiver* Saldo genügen, denn dort wurde eine nichtsinkende

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Diese Nachhaltigkeitsregel kann sowohl zum Zwecke einer (rückblickenden) Nachhaltigkeitsdiagnose als auch für eine Nachhaltigkeitsprognose verwendet werden. Sie genügt den unter V.1 bis V.3 formulierten Anforderungen: Erstens ist die kapitaltheoretische Ausrichtung dieser gesellschaftlichen Verhaltensanweisung offensichtlich. Damit sind die Anforderungen des Abschnitts V.1 erfüllt. Zweitens schlägt sich die Unterscheidung verschiedener ökologischer Nachhaltigkeitskriterien (Abschnitt IV.3 oben) in der Zweistufigkeit dieser Verhaltensanweisung nieder. Dies gilt drittens ebenso für die Differenzierung zwischen physischen und monetären Indikatoren (Abschnitt V.2 oben). Die in erster Priorität genannte Verhaltensregel nimmt unmittelbar Bezug auf das Kriterium *kritischer* ökologischer Nachhaltigkeit und ist daher bereits auf der Grundlage *physischer* Indikatoren erfüllbar. Die in zweiter Priorität formulierte Regel hingegen läßt sich aus dem Kriterium *schwacher* ökologischer Nachhaltigkeit ableiten. Ihre Befolgung setzt daher *wertmäßige* Indikatoren voraus, wie in Abschnitt V.2 erläutern wurde.[18] Viertens ist dem Offenheits-Postulat des Abschnitts V.3 oben Rechnung getragen, indem die Regel hinsichtlich *sämtlicher als relevant zu erachtender* gesellschaftlichen Vermögenskomponenten formuliert ist. Es ist zu beachten, daß diese Formulierung bereits der Nichterreichbarkeit des Vollständigkeitspostulates Rechnung trägt und eine Auswahl unter den gesellschaftlichen Vermögenskomponenten impliziert.

Diese allgemeine Nachhaltigkeitsregel wird später im Teil D dieser Studie unterschiedliche Konkretisierungen erfahren, deren Ausgestaltung von der dort

---

Wohlfahrt gefordert. Wir beschränken uns jedoch im folgenden aus Vereinfachungsgründen auf die Beschreibung derjenigen Bedingungen, unter denen ein Saldo von Null resultiert.

[18] Die hierarchische Formulierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel ist zu rechtfertigen, sofern ein Erreichen oder eine Unterschreitung kritischer Bestände eine nachhaltige Entwicklung *per se* ausschließt (d. h. wenn Kompensationsmöglichkeiten nicht mehr existieren). Wenn allerdings ein 'perfektes' Bewertungssystem existierte, so wäre der Einwand berechtigt, daß die in erster Priorität genannte Regel vom rein ökonomischen Standpunkt als redundant anzusehen sei. Denn jede Annäherung an kritische Bestände müßte sich in entsprechenden 'angemessenen Bewertungen' niederschlagen. Wenn sich z. B. die Schadstoffkonzentration in einem Medium der lebensbedrohenden Grenze näherte, wäre davon auszugehen, daß die marginale *gesellschaftliche* Wertschätzung für eine Reduzierung der Schadstoffbelastung (d. h. die Grenzwohlfahrt einer Verbesserung der Umweltqualität) gegen unendlich ginge. Dies implizierte, daß eine Kompensation durch andere, geringer bewertete Vermögenskomponenten immer schwieriger und schließlich unmöglich würde. Daher wäre aus ökonomischer Sicht die in zweiter Priorität genannte Regel hinreichend, sofern ein perfekt funktionierendes Bewertungsystem existierte. Die erste Priorität diente in diesem Falle lediglich dem Zweck einer plakativen Berücksichtigung des Kriteriums kritischer ökologischer Nachhaltigkeit. Existierte allerdings ein perfekt funktionierendes Bewertungssystem *nicht*, so wäre die in erster Priorität genannte Regel berechtigter Ausdruck des Mißtrauens gegen existierende reale Bewertungssysteme und diente als 'Sicherung' gegen fehlerhafte Bewertungen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

jeweils zu analysierenden Modellvariante abhängen wird. Insbesondere werden sich in verschiedenen Modellvarianten Unterschiede bezüglich der Frage ergeben, welche gesellschaftlichen Vermögenskomponenten 'relevant' sind und welche nicht. Ferner wird es von der Modellkonstruktion abhängen, ob die in erster Priorität genannte Verhaltensanweisung überhaupt zum Zuge kommt. Werden keinerlei kritische Bestände berücksichtigt, so kommt *unmittelbar* die in zweiter Priorität genannte Regel zur Anwendung (vgl. hierzu das Grundmodell des Kapitels VIII unten). In erweiterten Modellvarianten (Kapitel IX und X unten), die den Aspekt kritischer Bestände einbeziehen, ist *zunächst* die erste Priorität sicherzustellen, bevor die zweite Priorität ins Zentrum rückt.

Bevor jedoch auf diese Weise die obige Nachhaltigkeitsregel zur Anwendung gebracht wird, sollen im nachfolgenden Kap. VI diejenigen Indikatorensysteme, die in Teil B dargestellt wurden, anhand der oben formulierten Kriterien und Anforderungen geprüft werden.

VI. Kritik ausgewählter Indikatoren

1. Kritik eindimensionaler Indikatoren

a) Vorbemerkungen

Die oben in Kap. II erläuterten eindimensionalen Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung lassen sich grundsätzlich auf die Zielsetzung zurückführen, den Periodenkonsum auf das Einkommen im Sinne Hicks' (1946) zu beschränken, um auf diese Weise die Bewahrung des gesellschaftlichen Vermögens zu erreichen. Wie bereits erläutert bezeichnete Hicks nur das als Einkommen, was während einer Periode konsumiert werden könne, ohne das Vermögen - d. h. die *Voraussetzung* der Einkommenserzielung - zu beeinträchtigen. Die im zweiten Kapitel diskutierten Indikatoren unterschieden sich allerdings dahingehend, welche Bestandteile des gesellschaftlichen Vermögens berücksichtigt wurden.

Grundsätzlich gibt es, auch dies war bereits im zweiten Kapitel angeklungen, zwei äquivalente Methoden, zu überprüfen, ob die Vermögensbewahrung gelingt:

- Erstens kann in einem 'zweistufigen' Verfahren zunächst das Einkommen i. S. von Hicks - das sog. nachhaltige Einkommen - ermittelt werden. Dies war im zweiten Kapitel an den Beispielen des Nettosozialproduktes bzw. des Ökosozialproduktes erläutert worden. Allerdings muß anschließend das nachhaltige Einkommen dem Wert des aggregierten Konsums des Berichts-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

zeitraumes gegenübergestellt werden. Übersteigt (unterschreitet) der Konsum das nachhaltige Einkommen, so sinkt (steigt) zwangsläufig das gesellschaftliche Vermögen. Entsprechen sich Konsum und nachhaltiges Einkommen, so wird das Vermögen gerade bewahrt. Freilich wird in der Literatur nicht selten die zweite Stufe unterschlagen, wie zu erläutern sein wird.

- Zweitens können in einem 'einstufigen' Verfahren die tatsächlichen Netto-Investitionen in sämtliche gesellschaftlichen Vermögenskomponenten wertmäßig saldiert werden. Dies ist gleichbedeutend mit einer Summierung der bewerteten tatsächlichen Bestandsveränderungen aller Vermögenskomponenten während einer Periode. Ist der Saldo positiv (negativ), so impliziert dies einen Anstieg (Rückgang) des gesellschaftlichen Vermögens während der Berichtsperiode. Ein Saldo von Null impliziert gerade die Bewahrung des Vermögens. Auf diesem Verfahren basiert der in Abschnitt II.2 dargestellte Indikator von Pearce/Atkinson.

Beide Methoden sind hinsichtlich ihrer Aussage äquivalent. Denn der Saldo der bewerteten Bestandsänderungen aller Vermögenskomponenten ist dann und nur dann Null, wenn das nachhaltige Einkommen dem Konsum entspricht, wie wir im folgenden zeigen werden. Unterschiede ergeben sich 'lediglich' hinsichtlich der Berechnungsmethode. Allerdings kann die Berechnungsmethode weitreichende Konsequenzen für Kosten und Akzeptanz des resultierenden Indikators haben, wie wir in Abschnitt VI.3 erläutern werden.

b) Zur Kritik des nachhaltigen Einkommens

Die oben in Kap. II geschilderte Konzeption des ÖSP bezieht ihre Motivation aus der seit nunmehr mehreren Jahrzehnten vorgetragenen Skepsis hinsichtlich der Tauglichkeit des Bruttosozialproduktes als *Wohlfahrts*maß. Diese Skepsis hat sicher ihre Berechtigung. Es wäre allerdings ein Mißverständnis, sähe man einen modifizierten Indikator, der den hier angesprochenen Bedenken Rechnung trägt und in diesem Sinne ein 'besseres' Wohlfahrtsmaß darstellt, gleichzeitig bereits als *Nachhaltigkeits*indikator an. Ohne Zweifel benötigt man für eine Nachhaltigkeitsaussage ein Wohlfahrtsmaß. Andernfalls wären die oben in Kap. IV postulierte ethische Primär- und die ökonomische Sekundärebene des Nachhaltigkeitszieles redundant. Aber die Spezifikation eines Wohlfahrtsmaßes reicht unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten nicht aus: Um die Nachhaltigkeit des gesellschaftlichen Entwicklungsprozesses zu beurteilen, sind auf einer dritten Zielebene die *Voraussetzungen* der Wohlfahrtserzielung zu bewahren, wie in Abschnitt IV.3 ausführlich erläutert wurde. Das ÖSP jedoch thematisiert diese Voraussetzungen nicht explizit.

Dies soll im folgenden zunächst mit Hilfe des NSP näher erläutert werden. Das Nettosozialprodukt für sich allein ist kein Nachhaltigkeitsindikator. Denn

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

das NSP als aggregierte Kennzahl gibt nicht wieder, ob das gesellschaftliche Vermögen *tatsächlich* konstant geblieben ist. Das Problem besteht darin, daß das NSP keine Auskunft über die *Verwendung* des BSP gibt. Die aggregierte Maßzahl NSP berücksichtigt zwar den Kapitalverschleiß, gibt aber keine Auskunft darüber, ob dieser tatsächlich über entsprechende Ersatzinvestitionen ausgeglichen wurde. In einem Kontext ohne natürliche Vermögenskomponenten repräsentiert daher das NSP das maximal für alle Perioden *hypothetisch* aufrechterhaltbare Einkommen. Hier aber ist - wenn auch in anderem Zusammenhang gebraucht - ein Wort von Pearce/Atkinson (1992, S. 2) einschlägig: "actual not potential compensation must apply." Um zu einer Nachhaltigkeitsaussage zu kommen, muß das NSP daher mit dem aggregierten Periodenkonsum verglichen werden.

Wir wollen dies mit Hilfe einiger einfacher Gleichungen veranschaulichen und beziehen uns hierbei auf die entsprechenden Definitionen des Kapitels II (vgl. dort die Gleichungen (B.1) bis (B.4)). In einem Kontext mit ausschließlich reproduzierbaren Vermögenskomponenten setzt Nachhaltigkeit voraus, daß die Veränderung des Vermögens (ΔV^1) während des Berichtszeitraumes nichtnegativ ist. Die Veränderung des Vermögens entspricht aber definitionsgemäß der Differenz aus Brutto-Investitionen in reproduzierbare Kapitalgüter (I^K_{brutto}) und Abschreibungen (ABS^K), d. h. den Netto-Investitionen (I^K_{netto}). Nachhaltigkeit erfordert daher in einem Kontext mit ausschließlich reproduzierbaren Vermögensbestandteilen:

$$\Delta V^1 = \Delta K = I^K_{brutto} - ABS^K = I^K_{netto} \geq 0 . \tag{C.1}$$

Ferner lautet die übliche Einkommensverwendungs-Identität:

$$BSP \equiv C + I^K_{brutto} . \tag{C.2}$$

Gl. (C.2) besagt, daß das Bruttosozialprodukt definitionsgemäß durch Konsumausgaben (C) und investive Ausgaben ausgeschöpft wird. Ersetzt man nun in (B.2) den Summanden BSP mit Hilfe der Gleichung (C.2), so setzt Nachhaltigkeit mit (C.1) voraus:

$$\Delta V^1 = NSP - C \geq 0 . \tag{C.3}$$

Der Konsum darf somit das NSP nicht übersteigen. Wer das NSP für eine Nachhaltigkeitsaussage heranziehen will, darf also nicht bei dessen Ermittlung und Interpretation als nachhaltiges Einkommen stehenbleiben. Er muß vielmehr immer den zweiten notwendigen Schritt ergänzen, nämlich den Vergleich mit dem Periodenkonsum.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

In Analogie hierzu ist auch die Interpretation des ÖSP als nachhaltiges Einkommen insofern berechtigt, als dieses *potentiell* für alle Zeiten aufrechterhalten werden könnte - wenn der Periodenkonsum auf das ÖSP beschränkt würde. Auch hier müßte also die tatsächliche Einkommens*verwendung* geprüft werden, was in der Literatur häufig nicht expliziert wird: Nur die faktische Übereinstimmung von Konsum und ÖSP gewährleistet Nachhaltigkeit im Sinne der Vermögensbewahrung. Auch dies soll mit Hilfe einiger Gleichungen veranschaulicht werden. Bezieht man neben reproduzierbaren auch natürliche Vermögenskomponenten ein, so erfordert Nachhaltigkeit in Modifikation der Gleichung (C.1):

$$\text{(C.4)} \quad \Delta V^2 = \Delta K + \Delta X = I^K_{brutto} - ABS^K + I^X_{brutto} - ABS^X = I^K_{netto} + I^X_{netto} \geq 0 .$$

In (C.4) bezeichne der Term I^X_{brutto} die periodischen Brutto-Investitionen in natürliche Vermögenskomponenten. Gemeint sind hiermit z. B. die Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen wie den Einbau von Filteranlagen, Bodensanierungsmaßnahmen, Wiederaufforstungen etc.. Subtrahiert man von den Brutto-Investitionen in das Naturvermögen dessen durch wirtschaftliche Aktivitäten verursachte periodische Wertminderungen ABS^X, also z. B. die durch Schadstoffeinträge verursachten Wertminderungen betroffener Umweltmedien, so erhält man die aggregierten Netto-Investitionen in natürliche Vermögenskomponenten, I^X_{netto}.[19] In der Realität dürften die periodischen Netto-Investitionen in natürliches Vermögen in aller Regel bislang negativ gewesen sein: Beispielsweise wären sie bezogen auf die Qualität eines Umweltmediums dann negativ, wenn durch den Einbau von Filteranlagen nur ein *Teil* der wirtschaftlich bedingten Schadstoffemissionen vermieden würde, die Restemissionen sich jedoch zu Lasten der Reinheit dieses Mediums auswirkten.

Auf der Grundlage der Vermögensdefinition V^2 (siehe Gl. (B.3) oben) lautet somit die Einkommensverwendungs-Identität in Abwandlung der Gleichung (C.2):

$$\text{(C.5)} \qquad BSP \equiv C + I^K_{brutto} + I^X_{brutto} .$$

[19] Hierbei ist implizit unterstellt, daß 1 DM Umweltschutzkosten gerade 1 DM Brutto-Wertsteigerung des Naturvermögens bewirkt. Nur unter dieser Annahme kann der Wert der Brutto-Investitionen I^X_{brutto} unmittelbar mit den Wertminderungen des Naturvermögens, ABS^X, saldiert werden, um die Netto-Investitionen zu ermitteln. Wäre dies nicht der Fall, so müßte die Gleichung (C.4) entsprechend modifiziert werden: Es wäre ein funktionaler Zusammenhang zwischen Umweltschutzausgaben und wertmäßigen Veränderungen des Naturvermögens einzubeziehen. Diese Problematik wird im weiteren Verlauf der Ausführungen noch eine wichtige Rolle spielen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Daher resultiert aus (B.4), (C.4) und (C.5) als Nachhaltigkeitsbedingung:

$$\Delta V^2 = \ddot{O}SP - C \geq 0. \tag{C.6}$$

Auch das ÖSP ist somit noch kein Nachhaltigkeitsindikator. Eine Nachhaltigkeitsaussage auf der Grundlage des ÖSP setzt den zweiten Schritt eines Vergleichs mit dem Periodenkonsum voraus. Dies wird in der Literatur häufig übergangen.

Die Ausführungen dieses Abschnitts haben somit folgendes deutlich gemacht: Für eine Nachhaltigkeitsaussage reicht die Ermittlung des nachhaltigen Einkommens nicht aus. Vielmehr ist in einem zweiten Schritt das nachhaltige Einkommen mit dem tatsächlichen Periodenkonsum C zu vergleichen.

Allerdings beinhalten die Ausführungen dieses Abschnitt bereits den Hinweis auf eine alternative Methode, die eine Nachhaltigkeitsaussage in einem einstufigen Verfahren ermöglicht: Die Gleichungen (C.1) und (C.4) verdeutlichen, daß es je nach Vermögensdefinition hinreicht, die *Nichtnegativität des aggregierten Netto-Investitionsvolumens* (I^K_{netto} bzw. $I^K_{netto} + I^X_{netto}$) nachzuweisen, um eine Minderung des gesellschaftlichen Vermögens auszuschließen. Dieses Verfahren lag dem Indikator von Pearce/Atkinson zugrunde, der in Abschnitt II.2 dargestellt wurde.

c) Zur Kritik des Indikators von Pearce und Atkinson

Wenn auch die einfache Struktur des Nachhaltigkeitsindikators von Pearce/Atkinson offenbar dem Ziel der Kommunizierbarkeit entgegenkommen soll, so hat der Indikator im gegenwärtigen Entwicklungsstadium noch gravierende Nachteile:

Der statische Charakter der Analyse wird von den Autoren selbst kritisch gesehen. Ihre empirische Analyse stützt sich lediglich auf einzelne, zufällig nach Datenlage herausgegriffene Perioden, die zudem von Land zu Land differieren. Es werden keine Zeitreihen analysiert.[20]

Zudem wird weder die theoretische noch die empirische Basis der Ermittlung des monetären Wertes der Abschreibungen des Naturvermögens hinreichend erläutert. Man ist diesbezüglich auf einige spärliche Textstellen und darüber hinaus auf Vermutungen angewiesen. So wird z. B. ohne weitergehende Erläuterung auf die Renten verwiesen, die aus der Minderung eines natürlichen Ressourcenbestandes erzielt werden.[21] An anderer Stelle wird be-

[20] Eine Zeitreihe für Großbritannien findet sich in Pearce et al. (1993, S. 43).

[21] Vgl. Pearce/Atkinson (1993a, S. 65).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

tont, daß die Ermittlung der Abschreibungen des Naturvermögens auf Marktpreisen basiere,[22] um kontrovers diskutierte Bewertungsmethoden (wie z. B. den kontingenten Bewertungsansatz) zu vermeiden, an die man gleichwohl 'glaube'.[23] Dies läßt darauf schließen, daß die vielfältigen 'außermarktlichen' Wertbestandteile des Naturvermögens überhaupt nicht berücksichtigt wurden, weshalb die Aussagekraft des Indikators Z_1 stark zu relativieren ist. Es darf ferner geschlußfolgert werden, daß dem Indikator Z_1 kein differenziertes und auf klar identifizierte Problembereiche zugeschnittenes theoretisches Konzept zugrundegelegt wurde, das Rückschlüsse auf die unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten erforderlichen Daten und die bestehenden Datenlücken erlaubt hätte. Daher trifft auf den Indikator Z_1 von Pearce/Atkinson im gegenwärtigen Entwicklungsstadium die eingangs zitierte Kritik des Sachverständigenrates für Umweltfragen durchaus zu, daß die Datenauswahl nicht auf der Grundlage theoretischer Konzepte erfolge, sondern von der Datenverfügbarkeit ausgehe. Insbesondere in der Überwindung dieses Defizites wird ein wesentliches Ziel des Teils D dieser Studie bestehen. Dort wird gezeigt, daß eine Nachhaltigkeitsaussage ohne eine sorgfältige Analyse der relevanten 'interlinkages', die bei Pearce/Atkinson gänzlich fehlt, nicht getroffen werden kann.

Darüber hinaus offenbart die Arbeit von Pearce/Atkinson u. E. einen entscheidenden Schwachpunkt der 'Londoner' Nachhaltigkeitskonzeption: Die Art und Weise, in der das Kriterium der 'strong sustainability' in den Indikator integriert wird, halten wir nicht für angemessen. Zwar halten auch wir es für erforderlich, unser Konzept der schwachen ökologischen Nachhaltigkeit durch das Kriterium der strikten ökologischen Nachhaltigkeit zu ergänzen. Dies manifestiert sich in unserer allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 oben. Allerdings ist die Gleichsetzung der 'strong sustainability' mit der pauschalen Forderung nach 'Konstanz des Naturkapitals' bei Pearce/Atkinson nicht nachvollziehbar. Der Begriff der Konstanz des Naturkapitals bedarf vielmehr der eingehenden Erörterung. Offensichtlich bedeutet Konstanz des Naturkapitals bei Pearce/Atkinson *nicht*, sämtliche Komponenten des Naturkapitals für alle Zeiten unangetastet zu lassen. Vielmehr bejahen sie *intrasektorale* Substitutionsmöglichkeiten, also eine Substituierbarkeit verschiedener Komponenten des Naturkapitals gegeneinander. Bei dem Versuch, ein etwas differenzierteres Bild der Veränderungen 'des' Naturkapitals zu zeichnen,[24] *werden* offensichtlich unterschiedliche Komponenten des Naturkapitals aggregiert, d. h. vergleichend bewertet. Grundlage sind monetäre Bewertungsmethoden.

---

[22] Als Beispiel wird die Ermittlung der auf Bodenerosion zurückzuführenden Produktionseinbußen mit Hilfe der entsprechenden Outputpreise angeführt (vgl. Pearce/Atkinson 1993b, S. 105).

[23] Vgl. Pearce/Atkinson (1993b, S. 105).

[24] Vgl. Pearce/Atkinson (1992, S. 15, Table 2).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Somit wird eingeräumt, daß Veränderungen unterschiedlicher Naturkapitalkomponenten grundsätzlich gegeneinander aufrechenbar sind. Einzelne Komponenten des Naturkapitals[25] werden monetär bewertet und ihre Veränderungen werden saldiert, um die Veränderung des aggregierten Naturkapitals zu ermitteln.

Vor diesem Hintergrund fehlt jede Begründung dafür, warum Naturkapitalkomponenten nur gegen andere Naturkapitalkomponenten aufgerechnet werden dürfen. Es ist nicht nachvollziehbar, daß die Substitution natürlicher Vermögenskomponenten nur intrasektoral zulässig sein und nicht zumindest für *einige* Komponenten des Naturkapitals *innerhalb gewisser Grenzen* auch gegenüber den anderen beiden Komponenten des Gesamtkapitals (produzierte Kapitalgüter, Humankapital) möglich sein sollte. Aus welchem Grunde sollte einerseits Mineralöl als Energieliefernat durch Rapsöl ersetzbar sein, nicht jedoch durch Sonnenkollektoren oder Verbesserungen des menschlichen Wissens hinsichtlich energiesparender Verfahren? Gibt es andererseits für die Ozonschicht, die wohl schwerlich durch produziertes Kapital oder Humankapital ersetzbar sein dürfte, ein natürliches Substitut?

Die Londoner Position trägt in dieser Hinsicht keineswegs zur Klärung, sondern vielmehr zur Vernebelung der für eine nachhaltige Entwicklung erforderlichen Schritte bei. Denn die undifferenzierte Forderung nach 'Konstanz des Naturkapitals' ist nicht praktikabel.[26] Wir werden uns auch in diesem Punkt im weiteren Verlauf vom Ansatz Pearce/Atkinsons abgrenzen: Auch wir halten es für angemessen, die schwache Nachhaltigkeitsregel durch eine strikte Nachhaltigkeitsregel zu ergänzen und tun dies im Rahmen der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 oben. Aber wir plädieren für eine Anwendung der strikten Nachhaltigkeitsregel auf einzelne, klar definierte Komponenten des Naturkapitals, nicht dagegen auf das gesamte Naturkapital. Dies impliziert keineswegs, daß wir die ökologischen Bedenken Pearce/Atkinsons gegen eine rein 'neoklassische', substitutionsoptimistische Interpretation des Nachhaltigkeitsgrundsatzes nicht teilten. Vielmehr vertreten wir zwar einerseits eine 'flexiblere' (d. h. 'neoklassischere') Position, andererseits jedoch eine 'rigidere' (d. h. 'öko-fundamentalistischere') Position als Pearce/Atkinson: Einerseits können bestimmte Komponenten des Naturkapitals nach unserer Einschätzung

---

[25] Pearce/Atkinson berücksichtigen Wasser- und Luftverschmutzung, Beeinträchtigungen küstennaher Fischgründe, Entwaldung, Bodenerosion und die Bestandsveränderungen von Mineralien und fossilen Brennstoffen.

[26] Zwar sehen Pearce/Atkinson (1993a, S. 65) grundsätzlich das Erfordernis, kritische Bestände bezüglich einzelner, klar definierter Bestandteile zu bewahren. Diese Erkenntnis schlägt sich jedoch bei der Konstruktion ihres Indikators nicht nieder. Dieser wird ohne erkennbare Begründung auf die Grundlage der *'broader interpretation'* der *'strong sustainability-rule'* gestellt, die die Bewahrung des *umfassenden* Naturkapitalbestandes fordert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

in gewissem Maße durch produzierte Kapitalgüter oder Humankapital substituiert werden, was bei Pearce/Atkinson bestritten wird. In dieser Hinsicht sind wir 'substitutionsoptimistischer' als Pearce/Atkinson. Andererseits gehen wir davon aus, daß bestimmte Komponenten des Naturkapitals überhaupt nicht substituierbar sind, auch nicht durch andere Komponenten des Naturkapitals, wie es bei Pearce/Atkinson grundsätzlich für alle Naturkapitalbestandteile möglich ist. In dieser Hinsicht sind wir 'substitutionspessimistischer' als diese Autoren.

Der positive Aspekt des Nachhaltigkeitsindikators von Pearce/Atkinson ist vor dem Hintergrund des hier vertretenen Nachhaltigkeitsverständnisses darin zu sehen, daß zumindest der Weg zu einer empirischen Berechnung eines *vermögenstheoretisch* fundierten Indikators gewiesen wird. Außerdem ist der Indikator uneingeschränkt *offen* für eine Erweiterung auf zusätzliche natürliche (und grundsätzlich auch soziale) Vermögenskomponenten. Es werden ferner (bei allen oben genannten Einschränkungen) die erforderlichen *wertmäßigen* Größen berücksichtigt, womit sämtliche Anforderungen des fünften Kapitels erfüllt bzw. erfüllbar sind.

Darüber hinaus wird der bei den Verfahren zur Berechnung des nachhaltigen Einkommens sichtbar gewordene Nachteil vermieden, daß der Indikator mißverständlich interpretiert werden könnte. Pearce/Atkinson entwerfen kein neues *Wohlfahrts*maß, das *gleichzeitig* unter bestimmten zusätzlichen Voraussetzungen eine Nachhaltigkeitsaussage ermöglichen soll. Hier geht ausschließlich um den Aspekt der *Voraussetzungen* für Nachhaltigkeit. Die Analyse von Pearce/Atkinson ist zwar sehr grob strukturiert, weist aber in die richtige Richtung. Diese Richtung wird der Teil D unten aufnehmen und bemüht sein, zu einer differenzierteren Sicht der Dinge zu gelangen.

2. Zur Kritik der mehrdimensionalen Ansätze

Die oben im dritten Kapitel geschilderten mehrdimensionalen Ansätze - nämlich Pressure-State-Response-Ansatz und Umweltökonomische Gesamtrechnung - werden im folgenden daraufhin geprüft, ob auf sie der eingangs zitierte Vorwurf des SRU (1994a) zutrifft, daß die Datenauswahl nicht auf der Grundlage theoretischer Konzepte erfolge, sondern nach dem Grundsatz der Datenverfügbarkeit. Wäre dies der Fall, so müßten sich beide Ansätze im gegenwärtigen Entwicklungsstadium den Vorwurf mangelnder Leitbildorientierung gefallen lassen.

Zwar ließe sich die Satellitenkonzeption prinzipiell den unterschiedlichsten theoretischen Leitbildern unterordnen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch hat die Prüfung ausschließlich anhand des Leitbildes der *nachhaltigen Entwicklung* zu erfolgen. Nachhaltigkeit war oben im Sinne einer

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Bewahrung des aggregierten gesellschaftlichen Vermögens definiert worden, wobei reproduzierbare und natürliche Vermögenskomponenten berücksichtigt wurden. Daher ist im folgenden die Frage zu beantworten, *welche* Daten und *welche* Zusammenhänge zwischen verschiedenen Datenkomplexen zur Berechnung der Veränderungen des gesellschaftlichen Vermögens erforderlich wären und ob das Interesse von UGR und PSR tatsächlich der Erhebung der benötigten Daten und Zusammenhänge gilt.

Hierzu ist erstens festzustellen, daß bezüglich der Tatbestände, die erfaßt werden, UGR und PSR nahezu identische Kategorien ausweisen: Es sind dies im wesentlichen Belastungsindikatoren, Zustandsindikatoren und Reaktionsindikatoren, und zwar vornehmlich in physischen Einheiten. Was vor dem Hintergrund der obigen Ausführungen fehlt, ist der Versuch einer *systematischen* Erhebung der für eine Nachhaltigkeitsaussage zentralen *Wert*größen hinsichtlich natürlicher Vermögenskomponenten. Beide Ansätze lassen allerdings erkennen, daß durchaus ein Bewußtsein für die Bewertungsproblematik vorhanden ist. Im Rahmen der UGR werden die Möglichkeiten verschiedener Bewertungsverfahren zunehmend diskutiert.[27] Der PSR umfaßt seinerseits zumindest die 'Hausnummer' der Befragungen zur relativen Wertschätzung ökologischer und ökonomischer Sachverhalte. Dies ist u. E. ausbaufähig und nachahmenswert. In diesem Bereich sind verstärkte Bemühungen außerhalb existierender Berichtssysteme dringend geboten.

Ganz abgesehen von der Bewertungsproblematik müßten, wenn eine Nachhaltigkeitsaussage tatsächlich das Ziel wäre, die physischen Bestandsveränderungen aller relevanten Komponenten des Naturvermögens ermittelt werden. Es ist daher zweitens festzustellen, daß zwar die Umweltzustandsindikatoren von UGR und PSR (als Bestandsgrößen) durchaus *unmittelbar* zum Zwecke einer Nachhaltigkeitsaussage verwendbar sind: Der Vergleich des Umweltzustandes zwischen zwei Berichtszeiträumen ermöglicht offensichtlich eine Aussage über dessen Veränderung. Die Belastungs- und Reaktionsindikatoren (als Stromgrößen) jedoch sind a) für eine rückblickende Nachhaltigkeitsdiagnose nicht zwingend erforderlich und b) für eine Nachhaltigkeitsprognose nur dann wertvoll, wenn *zusätzlich* Informationen darüber verfügbar sind, wie sich ein bestimmtes Ausmaß an Umweltbelastungen bzw. Umweltschutzmaßnahmen während einer Periode auf den Umweltzustand auswirkt. Dieses Problem war oben bereits im Zusammenhang mit der Gleichung (C.4) angesprochen worden. D. h. die Kategorien der Belastungs- und Reaktionsindikatoren auf der einen und der Zustandsindikatoren auf der anderen Seite müßten über naturwissenschaftlich abgesicherte 'Wirkungsmechanismen' zueinander in Beziehung gesetzt werden. Bislang jedoch stehen in UGR und PSR die Strom- und Bestandsindikatoren unzusammenhängend nebeneinander.

[27] Vgl. BMU (1996); Deutscher Bundestag (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Somit ist festzuhalten, daß UGR und PSR zwar Tatbestände erfassen, die *potentiell* für eine Nachhaltigkeitsdiagnose bzw. -prognose verwendbar wären. Mit den Wertkomponenten und den 'Wirkungskomponenten' jedoch werden bislang zwei notwendige Erhebungsbereiche weitgehend vernachlässigt. In der Tat ist zumindest in diesem Punkte festzustellen, daß sich sowohl die UGR als auch der PSR primär am Kriterium der Datenverfügbarkeit orientieren: Das erklärte Ziel besteht in der Auswertung *existierender* Berichtssysteme, wenn auch unter neuen Gesichtspunkten.

Dies ist umso erstaunlicher, als die Satellitensysteme mitunter explizit *unter anderem* dem Ziel gewidmet werden, langfristig die Berechnung einer aggregierten Kennzahl wie des ÖSP zu ermöglichen. Stahmer (1991, S. 50) weist darauf hin, daß Umwelt-Satellitensysteme u. a. die Aufgabe hätten, "gesamtwirtschaftliche Indikatoren für die Umweltbelastung durch die Wirtschaftstätigkeit zu entwickeln, zum Beispiel eine modifizierte Sozialproduktsgröße wie das Ökosozialprodukt". Dies darf dahingehend interpretiert werden, daß die Satellitenkonzeption von namhaften Vertretern lediglich als Vorstufe auf dem Weg zu einem eindimensionalen Indikator angesehen wird.

Diese Zielsetzung ist alles andere als unumstritten.[28] Gleichwohl müssen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung, da sie sich mit dem Aspekt der Nachhaltigkeit auseinandersetzt, all diejenigen (und nur diejenigen) potentiellen Leitbilder, die erstens vom Nachhaltigkeitspostulat deduzierbar sind und zweitens im Zusammenhang mit den Satellitensystemen genannt werden, der Frage stellen: *Wenn* die Satellitensysteme eine Entwicklungsstufe auf dem Weg zum jeweiligen Leitbild darstellen sollen, ist dann der gegenwärtig eingeschlagene Weg zielführend? Diese Frage wäre offensichtlich hinsichtlich eines jeden anderen klar definierten Leitbildes der Weiterentwicklung der Satellitensysteme ebenso zu stellen. (Natürlich hätte sich im Kontext der vorliegenden Untersuchung auch jedes andere Leitbild zuvor dem 'Nachhaltigkeitstest' zu unterziehen.) Das ÖSP läßt sich - wenn auch mit den oben genannten Einschränkungen - vom Nachhaltigkeitsgrundsatz herleiten und es wird im Zusammenhang mit den Satellitensystemen als Leitbild genannt. Daher sollen im folgenden UGR und PSR anhand des Leitbildes des ÖSP beurteilt werden. Es ist dabei wiederum zu prüfen, *welche* Daten und *welche* Zusammenhänge zwischen verschiedenen Datenkomplexen prinzipiell zur Berechnung des ÖSP erforderlich wären und ob das Interesse von UGR und PSR tatsächlich der Erhebung der benötigten Daten und Zusammenhänge gilt.

Abgesehen von der Bewertungsproblematik müßten, wenn die Ermittlung des ÖSP tatsächlich das Ziel wäre, die auf wirtschaftliche Aktivitäten zurückzuführenden physischen Bestandsminderungen aller relevanten Komponenten

[28] Siehe hierzu z. B. die Debatte zwischen Reich (1994; 1995) und Stahmer (1995).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

des Naturvermögens ermittelt werden. Diese waren in Abschnitt II.1.b oben in der Größe ABS^x enthalten und gingen dort in die Berechnung des ÖSP ein (siehe Gleichung (B.4) oben). Die Frage lautet daher, ob die Ermittlung der Größe ABS^x mit Hilfe von Belastungs-, Zustands- und Reaktionsindikatoren, die im Mittelpunkt von UGR und PSR stehen, grundsätzlich gelingen kann. Diese Frage ist prinzipiell positiv zu beantworten: Vergleicht man in einem ersten Schritt die Zustandsindikatoren zweier aufeinanderfolgender Berichtszeiträume, so erhält man die physische Netto-Bestandsveränderung (d. h. die physische Komponente der Netto-Investitionen I^x_{netto} des Abschnitts II.1.b oben). In einem zweiten Schritt könnte mit Hilfe der Belastungs- und Reaktionsindikatoren unterschieden werden zwischen solchen Bestandsveränderungen, die auf Umweltschutzmaßnahmen zurückzuführen sind und solchen, die tatsächliche Wertminderungen - verursacht durch umweltschädigende wirtschaftliche Aktivitäten - darstellen. Letztere wären zu interpretieren als physische Komponente der Größe ABS^x, mit deren Hilfe in einem dritten Schritt die Berechnung des ÖSP gemäß Gl. (B.4) oben gelänge. Der vierte Schritt, nämlich der Vergleich mit dem Periodenkonsum, darf unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten selbstverständlich nicht unterlassen werden, wie oben ausführlich erläutert wurde.

Dieses Verfahren birgt allerdings wiederum - neben dem bereits erwähnten Mangel an Bewertungskomponenten - das Problem der Zurechenbarkeit bestimmter Bestandsveränderungen zu bestimmten umweltschädigenden Aktivitäten einerseits und bestimmten umweltentlastenden Maßnahmen andererseits: Es ist keine eindeutige Aussage darüber möglich, welche Bestandsveränderungen auf schädliche wirtschaftliche Aktivitäten zurückzuführen sind und welche auf Umweltschutzmaßnahmen. Es müßte daher auch vor dem Hintergrund der ÖSP-Konzeption als zusätzlicher Bestandteil von UGR und PSR ermittelt werden, welche physische Bestandsveränderung einer physischen Einheit der Reaktionsindikatoren bzw. der Belastungsindikatoren zuzurechnen ist. Hier besteht offensichtlich ein enormes Informationsdefizit. Im Falle des ÖSP darf zudem niemals der Vergleich mit dem Periodenkonsum fehlen, der jedoch weder in der UGR noch im PSR eine Rolle spielt.

Zusammenfassend sind folgende Kritikpunke an den oben geschilderten mehrdimensionalen Ansätzen festzuhalten: Wenn man langfristig mit Hilfe der Satellitensysteme zu einer Nachhaltigkeitsaussage gelangen will, darf man die Ermittlung der Wertkomponenten nicht von vornherein weitestgehend aussparen. Hinzu tritt das Problem des Informationsbedarfes hinsichtlich der tatsächlichen Umweltbestandswirkungen schädlicher wirtschaftlicher Einflüsse bzw. umweltentlastender Maßnahmen, den weder UGR noch PSR auch nur im Ansatz befriedigen können: Wenn man eine Nachhaltigkeitsaussage via Belastungs- oder Reaktionsindikatoren anstrebt, dann entsteht in jedem Falle ein erheblicher zusätzlicher Informationsbedarf dadurch, daß man die physischen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Bestandswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen bzw. diejenigen von umweltschädigenden Aktivitäten abschätzen muß. Diesbezügliche Informationen müßten explizit in die Erhebungskategorien aufgenommen werden.

3. Ausblick

Sowohl eindimensionale als auch mehrdimensionale Ansätze haben spezifische Vor- und Nachteile. Tendenziell scheint im gegenwärtigen Entwicklungsstadium beider Ansätze die Aussage gerechtfertigt, daß eindimensionale Indikatoren die oben in Kap. V formulierten grundsätzlichen Anforderungen an Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung erfüllen, sich jedoch bislang durch eine geringe Praktikabilität auszeichnen. Die mehrdimensionalen Indikatoren sind dagegen praktikabel, bauen jedoch mehr auf dem Gesichtspunkt der Datenverfügbarkeit auf, als auf den Anforderungen des Kap. V. Wir wollen diesem Aspekt des 'Dualismus' zwischen ein- und mehrdimensionalen Indikatoren hier nicht das Wort reden. Vielmehr soll im folgenden die einander *ergänzende* Beziehung beider Ansätze herausgearbeitet werden.

Hierbei drängt sich der Vergleich zur statischen umweltökonomischen Analyse auf: Dort dient das Konzept der *Internalisierung externer Effekte* als theoretisches Leitbild der Umweltpolitik.[29] Allerdings scheitert dessen Umsetzung in der umweltpolitischen Praxis bislang vor allem an Informationsproblemen. Staatlichen Instanzen sind längst nicht alle Daten verfügbar, die eine Umsetzung des Internalisierungs-Konzeptes in der Praxis voraussetzen würde. In der Praxis beschränkt man sich daher pragmatisch auf sog. *standardorientierte Instrumente der Umweltpolitik*, namentlich Auflagen, Abgaben und Zertifikate in verschiedenen Varianten und Kombinationen.[30] Ein umweltpolitischer Standard (z. B. ein regionales Emissionshöchstniveau) wird politisch fixiert in dem Bewußtsein, daß dieser allenfalls zufällig mit dem optimalen Niveau übereinstimmen kann, der bei einer Internalisierung resultierte. Ziel ist es dann u. a., die Einhaltung des Standards effizient (d. h. zu minimalen gesamtwirtschaftlichen Kosten), ökologisch treffsicher und dynamisch anreizwirksam zu realisieren.

Allerdings läßt diese Unterscheidung zwischen theoretischem Leitbild und pragmatischer Variante der Umweltpolitik keineswegs den Schluß zu, daß das Leitbild der Internalisierung externer Effekte ohne Relevanz für die praktische Umweltpolitik sei. Vielmehr setzt beispielsweise die Verwirklichung der - nicht zuletzt im politischen Raum - prominenten Forderung, die Preise müßten künftig die 'ökologische Wahrheit' sagen, offensichtlich eine monetäre Bewertung

[29] Vgl. hierzu z. B. Endres (1994, Erster und Zweiter Teil).

[30] Vgl. z. B. Endres (1994, Dritter Teil).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

ökologischer Güter voraus. Folgerichtig sind die Bemühungen um eine Monetarisierung externer Effekte in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur keineswegs verringert oder gar eingestellt worden. Die politische Forderung nach 'ökologischer Ehrlichkeit' der Preise ist letztlich nur im Wege der Internalisierung externer Effekte erfüllbar.

Darüber hinaus lassen die bislang in der umweltpolitischen Praxis zur Anwendung gebrachten standardorientierten Instrumente in vielen Fällen durchaus eine unmittelbare Orientierung am Leitbild der Internalisierung erkennen. In vielen Fällen werden umweltpolitische Standards in dem Bemühen gesetzt, der unterschiedlichen 'Schädlichkeit' verschiedener Emissionen Rechnung zu tragen. Die Standards für 'schädlichere' Emissionen werden restriktiver formuliert als diejenigen für 'weniger schädliche' Emissionen. Hierin aber manifestiert sich erneut der Versuch einer vergleichenden Bewertung verschiedener Umwelteinflüsse des Wirtschaftsprozesses, der ja den Kern der Internalisierungskonzeption ausmacht. Das Leitbild der Internalisierung externer Effekte ist somit nicht allein von theoretischer, sondern nach wie vor auch von praktischer Relevanz.[31]

Ein ganz ähnliches Verhältnis besteht u. E. zwischen dem 'theoretischen Leitbild' der eindimensionalen Nachhaltigkeitsindikatoren und den 'pragmatischen Ansätzen' zur Entwicklung mehrdimensionaler Indikatoren: Einerseits haben die Ausführungen zum eindimensionalen Indikator von Pearce/Atkinson gezeigt, daß auch empirisch konsequent am theoretischen Leitbild gearbeitet werden kann und in der Tat gearbeitet wird.[32] Trotz aller Probleme dieses Ansatzes stimmen wir Pearce/Atkinson (1993b, S. 103) zu: "The measurement of sustainable development is not without considerable difficulties, yet this should not detract from the positive advances that can be made in this direction."

Andererseits lassen sich - wie oben ebenfalls dargelegt wurde - bei einigen Vertretern mehrdimensionaler Ansätze Bestrebungen erkennen, über die Vorstufe mehrdimensionaler Ansätze langfristig zu eindimensionalen Indikatoren zu gelangen: Im Rahmen der deutschen UGR soll zwar kurz- und mittelfristig die systematische Erfassung physischer Daten im Vordergrund stehen. Langfristiges Ziel ist jedoch die Entwicklung aussagefähiger Gesamtindikatoren, insbesondere monetärer Kennzahlen.

Wir sehen daher bislang in der Diskussion um Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung keine unüberbrückbare Kluft zwischen theoretischem Anspruch und pragmatischer Umsetzung. Vielmehr ist eine *Konvergenz* beider

---

[31] Vgl. hierzu auch Endres (1994, S. 176).

[32] Dies gilt ebenso für den eindimensionalen 'Index of Sustainable Economic Welfare', den Daly/Cobb (1989) für die USA und Diefenbacher (1991) für die Bundesrepublik berechnen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Standpunkte nicht zu übersehen. 'Theoretiker' versuchen sich an der empirischen Berechnung eindimensionaler Indikatoren, 'Pragmatiker' bekunden ihre Absicht, über die Vorstufe der mehrdimensionalen Indikatoren das Ziel des eindimensionalen ÖSP anzustreben.

Unsere Konvergenzthese rechtfertigt und fordert geradezu die Weiterentwicklung eindimensionaler Indikatorenansätze, insbesondere angesichts der Tatsache, daß diese, wie oben am Beispiel des Indikators von Pearce/Atkinson erläutert wurde, gegenwärtig noch sehr grob und undifferenziert sind. Insbesondere könnten die Überlegungen zu eindimensionalen Indikatoren grundsätzlich darüber Aufschluß geben, welche Art von Daten vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeitszielsetzung gebraucht werden und in welches Verhältnis einzelne Datenkomplexe zueinander gestellt werden sollten. Anhand des theoretischen Leitbildes könnten die pragmatischen Ansätze daraufhin überprüft werden, ob sie die richtigen Daten berücksichtigen oder ob einiges überflüssig ist, anderes dagegen fehlt. Dies wäre ein Schritt zur Überwindung der Orientierung an der Datenverfügbarkeit, die, wie eingangs vermerkt, der SRU (1994a) moniert. Aus diesen Gründen stellen wir die Weiterentwicklung und Ausdifferenzierung eines eindimensionalen Indikators im nachfolgenden Teil D grundsätzlich in den Vordergrund. Allerdings wird die dort zu entwickelnde Konzeption nicht in jedem Falle auf eindimensionale Indikatoren hinauslaufen. Wie bereits unsere allgemeine Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 oben erahnen läßt, werden wir im Falle kritischer natürlicher Ressourcenbestände für mehrdimensionale Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung plädieren, allerdings mit einer anderen und - so hoffen wir - besser nachvollziehbaren Begründung, als dies bei den in Kap. III dargestellten Ansätzen der Fall war.

Setzt man sich mit eindimensionalen Indikatoren auseinander, so ist schließlich - dies haben die Ausführungen des Kapitels II gezeigt - grundsätzlich eine Entscheidung zu fällen zwischen der Methode einer Saldierung von Bestandsveränderungen aller Vermögenskomponenten und der Methode der Ermittlung des nachhaltigen Einkommens. Wir sehen zwei entscheidende Vorteile des Saldierungsverfahrens:

Erstens ist dieses nicht, wie das Ökosozialprodukt, psychologisch belastet durch den häufig geäußerten Vorwurf des willkürlichen 'Herunterrechnens' des Bruttosozialproduktes: "in vollen Zügen konsumieren, und dabei sich arm rechnen, das wäre das politische Ergebnis eines Ökosozialprodukts".[33] Die Berechnungsmethode hat im Falle des ÖSP offenbar Auswirkungen auf die *Akzeptanz* des resultierenden Nachhaltigkeitsindikators, die nicht unterschätzt werden dürfen. Das Saldierungsverfahren ist dieser Gefahr nicht ausgesetzt. Es beruht nämlich von vornherein auf der Zielsetzung, *ausschließlich* die Erfül-

[33] Reich (1994, S. 26).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

lung der *Voraussetzungen* einer nachhaltigen Entwicklung zu überprüfen und erhebt nicht den Anspruch, ein 'besseres' *Wohlfahrts*maß zu sein, als das BSP. Es könnte daher sogar neben dem traditionellen BSP zum Einsatz kommen.

Zweitens ist das Saldierungsverfahren weitaus kostengünstiger zu realisieren: Am Beispiel des Indikators von Pearce/Atkinson läßt sich leicht nachvollziehen, daß dessen Berechnung (abgesehen von der generell problematischen Ermittlung der Wertkomponente) *ausschließlich* die Ermittlung der Netto-Bestandsveränderungen δ_N voraussetzt. Somit könnte das Saldierungsverfahren allein auf der Grundlage der Zustandsindikatoren erfolgen, deren Vergleich zwischen aufeinanderfolgenden Perioden die Bestandsveränderungen liefert. Es wären unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten (jedenfalls nicht für eine Nachhaltigkeitsdiagnose, wohl aber für Prognose und Politik) weder Belastungs- noch Reaktionsindikatoren erforderlich. Denn es wäre nicht von Bedeutung, welcher Teil der Netto-Bestandsveränderungen auf Umweltschutzmaßnahmen und welcher auf umweltbelastende Aktivitäten zurückzuführen ist. Insbesondere wären daher keinerlei Informationen über die tatsächlichen Bestandswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen und umweltbelastenden Aktivitäten erforderlich. Dies wäre ein erheblicher Kostenvorteil, sofern es um eine Nachhaltigkeitsdiagnose geht. Weil aber die Wertkomponente noch fehlt und ihre Ermittlung erhebliche Ressourcen beanspruchen wird, sollte man Nachhaltigkeitsindikatoren kostenbewußt konstruieren, d. h. auf die Erhebung zunächst überflüssiger Daten verzichten. Warum sollte über kostspielige Umwege berechnet werden, was auch 'preiswerter' zu haben ist? Insbesondere böte das kostengünstigere Saldierungsverfahren die vorteilhafte Aussicht, daß man relativ schnell wenigstens zu einer Nachhaltigkeitsdiagnose kommen könnte.

Aus den genannten Gründen - namentlich aufgrund der Vorteile des Saldierungsverfahrens hinsichtlich seiner Akzeptanz sowie seiner geringeren Kosten - wird uns in Teil D die Weiterentwicklung des Saldierungsverfahrens beschäftigen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

D. Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren für ausgewählte Problembereiche

VII. Methodologische Vorbemerkungen

Ziel des vorliegenden Teils D ist es, für ausgewählte Problembereiche Nachhaltigkeitsindikatoren zu entwickeln, die unmittelbar an die theoretischen Vorüberlegungen sowie an die Kritik bestehender Ansätze zur Indikatorenbildung des Teils C anknüpfen. Grundlage hierfür wird, wie Teil C ausführlich begründet, das in II.2 vorgestellte Verfahren einer Saldierung der bewerteten Bestandsveränderungen aller relevanten gesellschaftlichen Vermögenskomponenten sein. Bevor dies geschieht, ist jedoch auf einige methodologische Grundsätze hinzuweisen.

Erstens wäre es verfrüht, im Rahmen dieser Studie einen möglichst 'kompletten' Nachhaltigkeitsindikator anzustreben. Die nachfolgend entwickelten Modelle dienen vielmehr unserer erklärten Zielsetzung, einen Beitrag zur wirtschaftstheoretischen Fundierung der zu erarbeitenden Indikatoren zu leisten, der auf Konzepten basiert, die als in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur weitgehend akzeptiert gelten dürfen.

Zweitens streben wir nicht nach Nachhaltigkeitsindikatoren für einzelne Problembereiche, die *isoliert* von sämtlichen anderen Teilbereichen der ökonomisch-ökologischen Realität zu handhaben wären. Dies würde den Grundsatz verletzen, der in Abschnitt V.3 unter dem Stichwort der 'Offenheit' formuliert wurde: Wir hatten uns - im Bewußtsein der Tatsache, daß das Vollständigkeitspostulat nicht erfüllbar ist - das Ziel gesetzt, zumindest alles zu unterlassen, was ein Hindernis auf dem Wege zur Vollständigkeit eines Nachhaltigkeitsindikators darstellen könnte. Der Ansatz, den wir im folgenden vorstellen wollen, bezweckt daher *nicht*, zunächst voneinander unabhängige und jeweils in sich geschlossene Nachhaltigkeitsindikatoren für einzelne Bereiche zu entwickeln (z. B. Siedlungswesen, Energie etc.), um diese schließlich zu einem Gesamtindikator zu integrieren. Vielmehr besteht unser Ziel darin, zunächst in Kap. VIII mit einem Grundmodell einen Kristallisationspunkt zu schaffen, der sich an den grundsätzlichen Überlegungen des Teils C orientiert. Ausgehend von diesem Grundmodell können später einzelne Bereiche der Volkswirtschaft und des ökologischen Systems fokussiert werden. Dies kann grundsätzlich geschehen durch Modell*erweiterungen*. Es soll jedoch *nicht* geschehen durch die Entwicklung *nebeneinander stehender* Modelle, die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

anschließend zu integrieren wären. Vielmehr steht mit unserer allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 ein Instrument zur Verfügung, auf dessen Basis im weiteren Verlauf Indikatoren für einzelne Bereiche entwickelt werden können, die nicht voneinander unabhängig, sondern wohl aufeinander abgestimmt und bereits von der Anlage her integriert sind. Das anschließend in Kap. VIII vorgestellte Grundmodell wird bereits den Bezug zu einem ersten ausgewählten Problembereich - der Siedlungsentwicklung - explizit herstellen, indem ein Aspekt der Realität in den Vordergrund gestellt wird, der eng mit der Siedlungsproblematik verknüpft ist: Der Aspekt der *Flächennutzung*.

Drittens ist ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß eine auch nur annähernde 'Vollständigkeit' noch in weiter Ferne liegt. So werden die Modellerweiterungen im folgenden *schrittweise* vorgenommen, um die Ziele der *Konsistenz* der Argumentation und der *Nachvollziehbarkeit* der Analyse nicht preiszugeben. Sowohl das Grundmodell als auch die Modellerweiterungen werden mit der primären Zielsetzung vorgestellt, *grundsätzlich* den Weg zur Umsetzung der theoretischen Vorüberlegungen aufzuzeigen. Dies geschieht im Bewußtsein der Tatsache, daß sämtliche Modellvarianten wichtige Aspekte der Realität noch ausblenden.

VIII. Nachhaltigkeitsindikator Siedlungswesen: Ein Grundmodell für den Aspekt des Flächenverbrauches

1. Modellspezifikationen

Der erste im folgendem unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten zu fokussierende Problembereich ist der der Siedlungsentwicklung. Wir stellen zunächst ein Grundmodell vor, das wesentliche Charakteristika des Siedlungsbereiches abbildet. Es ist allerdings ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß mit diesem Grundmodell die bewußte Selektion eines zentralen *Teilaspektes* der Siedlungsproblematik verbunden ist, namentlich des Flächenverbrauches.[1] Andere wichtige Aspekte werden zunächst vernachlässigt. Im weiteren Verlauf werden jedoch erweiterte Modellvarianten diskutiert (siehe Kap. IX und X unten), die einige dieser Aspekte berücksichtigen.

Den ersten Baustein unseres Grundmodells entleihen wir der Stadtökonomie. Dort wird üblicherweise angenommen, daß urbane 'Wohnungsdienstleistungen' produziert werden mit den Faktoren (Wohngebäude-)'Kapital' und

[1] Im übrigen stand die Problematik des Landverbrauches im Prozeß wirtschaftlicher Entwicklung von Beginn an im Zentrum der Nachhaltigkeitsüberlegungen, wie die Lektüre des Brundtland-Berichtes (WCED 1987) sowie der Agenda 21 (vgl. United Nations 1993b) zeigt. Siehe auch Pearce/Warford (1993, insb. S. 41-44).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(Bau-)'Land'.[2] Wir greifen diese stadtökonomische Vorstellung eines auf anthropogenen Kapitalgütern (K) einerseits und der natürlichen Ressource 'Land' (L) andererseits basierenden Produktionsprozesses auf, dehnen sie jedoch aus auf prinzipiell *sämtliche* Sektoren einer Volkswirtschaft: Nicht anders als in der Wohnungswirtschaft werde auch z. B. in der Landwirtschaft, in der Industrie und in allen anderen Sektoren mit den Faktoren Kapital und Land produziert. Unter dieser Annahme unterstellen wir eine *aggregierte* gesellschaftliche Perioden-Produktionsfunktion

$$\text{(D.1)} \qquad Y(\tau) = Y\left[K(\tau), L(\tau)\right],$$

die sämtliche Sektoren einer Volkswirtschaft umfaßt. Das Symbol τ bezeichnet im Grundmodell eine Zeitperiode, z. B. ein Jahr, wobei jedoch grundsätzlich keinerlei Einschränkungen bezüglich der Länge der Zeitperiode bestehen. Hierbei benennen wir eine Periode stets nach ihrem *Anfangszeitpunkt*. Der Endzeitpunkt einer Periode τ ist daher mit $\tau+1$ zu bezeichnen und repräsentiert gleichzeitig den Anfangszeitpunkt der Folgeperiode.[3]

Das Produktionsergebnis $Y(\tau)$ repräsentiert in Gleichung (D.1) das Bruttosozialprodukt, d. h. einen Warenkorb, in den die Güter und Dienstleistungen einer Periode verschiedener Sektoren eingehen und mit ihren Preisen gewichtet zu einer aggregierten Maßgröße zusammengefaßt sind. Somit geht unser Modell weit über den Aspekt der Siedlungsentwicklung hinaus, den es jedoch als einen Teilaspekt beinhaltet. Das Modell thematisiert ganz allgemein die *Flächennutzungsproblematik*.

Zentrales Element unseres Grundmodells ist die Einbeziehung des Umstandes, daß die im nationalen (wie auch globalen) Kontext verfügbare *Gesamtfläche*, aus der ja der Faktoreinsatz $L(\tau)$ in der Produktionsfunktion (D.1) gespeist werden muß, *absolut begrenzt* ist. Wir beziehen auf diese Weise die originär 'stadtökonomische' Produktionsfunktion (D.1) in einen 'ressourcenökonomischen' Kontext ein.[4] Im folgenden sei davon ausgegangen, daß ein fixer Bestand $\overline{X}^{L} = \text{const.} > 0$ der natürlichen Ressource 'Land' verfügbar ist, der keinem natürlichen Regenerationsprozeß unterliegt und auch vom Menschen nicht vermehrt werden kann. Dieser Flächenbestand ist aufzuteilen in produktiv genutzte Fläche L einerseits[5] und 'naturbelassene Fläche' bzw. 'unberührte Landschaft' andererseits,[6] die wir mit dem Symbol X^{L} bezeichnen.

---

[2] Vgl. z. B. Mills/Hamilton (1989, S. 426 f.).

[3] Beispiel: τ = (1. Januar 1995, 0 Uhr); $\tau + 1$ = (1. Januar 1996, 0 Uhr).

[4] Vgl. hierzu auch Hartwick (1992; 1993).

[5] Z. B. landwirtschaftlich genutzte Fläche und Siedlungsfläche.

[6] Z. B. Naturschutzgebiete.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Die hiermit vorgenommene Einteilung in lediglich zwei Flächenkategorien dient der Vereinfachung der Modellanalyse. Angesichts der im Bereich der Siedlungsentwicklung üblichen Differenzierung zwischen zahlreichen Flächenkategorien ist dies natürlich ein sehr grobes Raster. Einerseits könnte diese 'Schere' zwischen Theorie und Praxis grundsätzlich durch Modelldifferenzierungen überwunden werden, die das Modell an die Realität annäherten. Andererseits könnte umgekehrt die Praxisrelevanz des vorliegenden Grundmodells unmittelbar dadurch hergestellt werden, daß auf politischer Ebene ein ganz bestimmter Grad der 'Naturnähe' fixiert würde, mit dem unterschiedliche Flächen klar voneinander unterschieden und tatsächlich in zwei Kategorien eingeteilt werden könnten.[7] Insofern ist die hier vorgenommene Unterscheidung zwischen 'produktiver' und 'naturbelassener' Fläche als Gedankenexperiment zu interpretieren, das dazu dient, wesentliche Strukturmerkmale der Landnutzungsproblematik offenzulegen.

Wir unterstellen vereinfachend, daß jede zu Periodenbeginn nicht produktiv genutzte Fläche 'automatisch' unberührte Landschaft repräsentiert. Es gelte daher:

$$\overline{X}^{L} = L(\tau) + X^{L}(\tau) . \tag{D.2}$$

Weiterhin unterstellen wir, daß die periodische *Landnahme*, die wir mit $R^{L}(\tau)$ bezeichnen, die produktiv genutzte Landfläche L steigert. Gleichzeitig mindert die Landnahme den naturbelassenen Flächenbestand X^{L}:

$$L(\tau+1) - L(\tau) = -\left[X^{L}(\tau+1) - X^{L}(\tau)\right] = R^{L}(\tau) . \tag{D.3}$$

Im *Unterschied* zur Theorie erschöpflicher bzw. erneuerbarer natürlicher Ressourcen[8] implizieren die Gleichungen (D.2) und (D.3), daß die Ressourcenentnahmen der Vergangenheit im Produktionsprozeß *nicht* 'untergegangen' sind (wie z. B. die Entnahmemengen aus den nationalen Kohlevorräten im Prozeß der Stromerzeugung). 'Fläche' an sich übersteht den Produktionsprozeß im Grundsatz unbeschadet. Dies bedeutet, daß sämtliche Landnahmemengen der Vergangenheit (d. h. der Perioden -∞ bis $\tau - 1$), deren Summe der zu

---

[7] Z. B. könnte vor dem Hintergrund der Unterscheidung von Flächen nach Hemerobiegraden (vgl. z. B. SRU 1994a, S. 127) entschieden werden, lediglich eine (natürliche Ökosysteme) oder gegebenenfalls zwei (natürliche und naturnahe Ökosysteme) Hemerobiestufen als Bestandteil der Modellgröße X^{L} aufzufassen.

[8] Vgl. z. B. Siebert (1983); Ströbele (1987); Pearce/Turner (1990); Hampicke (1992); Endres/Querner (1993).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Beginn der Periode τ bereits produktiv belegten Fläche entspricht, in der Periode τ weiterhin produktiv sind.

Es ist daher zu beachten, daß im Unterschied zur Theorie erschöpflicher bzw. erneuerbarer Ressourcen im hier entwickelten Grundmodell die Ressourcenentnahme prinzipiell *reversibel* ist: In der Vergangenheit zu produktiven Zwecken erschlossene Flächen können grundsätzlich *renaturiert* werden. D. h., daß die 'Landnahme' R^L durchaus *negativ* sein kann und in diesem Falle die produktiv genutzte Landfläche mindert bzw. die naturbelassene Fläche steigert. Es gelte daher:

$$X^L(\tau) \geq R^L(\tau) \geq -L(\tau) . \tag{D.4}$$

Gleichung (D.4) besagt, daß eine positive Landnahme in Periode τ durch den aktuell naturbelassenen Flächenbestand $X^L(\tau)$ begrenzt ist. Eine negative Landnahme (d. h. eine Renaturierung) hingegen ist durch den aktuell produktiv genutzten Flächenbestand $L(\tau)$ beschränkt.

Der anthropogene Kapitalbestand als zweiter Produktionsfaktor kann im Zeitablauf im Wege der Investition vermehrt werden:

$$K(\tau+1) - K(\tau) = Y(\tau) - C(\tau) - Z^L\left[R^L(\tau)\right] . \tag{D.5}$$

Hierbei repräsentiert die Differenz auf der linken Seite die Nettoinvestitionen in anthropogenes Kapital, d. h. die tatsächliche Veränderung des aggregierten Kapitalbestandes zwischen Anfangs- und Endzeitpunkt der Periode τ. C bezeichnet den aggregierten Periodenkonsum, Z^L sind die Kosten der Landnahme in Periode τ. Diese Kosten variieren mit dem Umfang der Landnahme und sind daher in (D.5) als Funktion von R^L dargestellt.[9]

Als normativen Baustein des Grundmodells unterstellen wir eine periodische gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion U, deren Argumente wir einerseits im aggregierten Periodenkonsumstrom C sowie andererseits im gesellschaftlich verfügbaren Bestand X^L an 'unberührter Landschaft' sehen:

$$U(\tau) = U\left[C(\tau), X^L(\tau)\right] . \tag{D.6}$$

[9] Im Falle $R^L < 0$ repräsentiert Z^L die Kosten einer Flächen-Renaturierung. Die allgemeine Annahme $Z^L = Z^L(R^L)$ läßt im übrigen offen, ob die Denaturierungs- und Renaturierungskosten symmetrische Verläufe aufweisen oder nicht.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Damit tragen wir dem Umstand Rechnung, daß in obigem Sinne 'unberührte' Landschaft die gesellschaftliche Wohlfahrt auf vielfältige Weise *unmittelbar* beeinflussen kann (z. B. über ihre Erholungsfunktion, über Sauerstoffproduktion im Falle bewaldeter Flächen etc.).

Die Modellannahmen werden vervollständigt durch die folgenden Nichtnegativitätsbedingungen:

$$C(\tau), K(\tau), L(\tau), X^L(\tau) \geq 0 \,, \quad \forall \tau \,. \tag{D.7}$$

Auf der Grundlage des durch (D.1) bis (D.7) beschriebenen Modells werden anschließend Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung formuliert, die unmittelbar an die theoretischen Vorüberlegungen des Teils C anknüpfen.

2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel im Grundmodell

Eine Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 im Rahmen des Grundmodells hat sich an folgenden grundsätzlichen Feststellungen zu orientieren:

- Das Grundmodell berücksichtig drei relevante gesellschaftliche *Vermögenskomponenten*: Den anthropogenen Kapitalbestand $K(\tau)$, den Bestand produktiv genutzter Landfläche $L(\tau)$ sowie die naturbelassene Landfläche $X^L(\tau)$. K und L zählen zum Vermögen, da sie die gesellschaftliche Wohlfahrt *indirekt* über ihren produktiven Charakter und damit über ihren Beitrag zum Periodenkonsum beeinflussen. X^L ist gemäß (D.6) *unmittelbar* wohlfahrtsrelevant und aus diesem Grunde Vermögensbestandteil.
- Die *Veränderungen* der relevanten Vermögenskomponenten in einer Periode τ bestehen im Grundmodell in den Nettoinvestitionen $K(\tau+1) - K(\tau)$ in anthropogenes Kapital sowie in der Landnahme $R^L(\tau)$. Letztere beeinflußt gemäß (D.3) die Vermögenskomponenten L und X^L entgegengerichtet.
- Ein *kritischer Bestand* ist im Grundmodell für keine der drei Vermögenskomponenten berücksichtigt.[10] Daher ist ausschließlich die in zweiter Priorität genannte Komponente der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel einschlägig.[11]

---

[10] Es sei denn, man interpretiert jeweils den Wert Null als kritisch.

[11] Diese forderte, stets die angemessen bewerteten Veränderungen sämtlicher als relevant zu erachtenden gesellschaftlichen Vermögenskomponenten zu Null zu saldieren, vgl. Abschnitt V.4 oben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Vor diesem Hintergrund schlägt sich im Grundmodell die in der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 in zweiter Priorität genannte Verhaltensregel in folgender *Saldierungsvorschrift* nieder:

> Stelle stets sicher, daß die folgende Bedingung für die Bewahrung des gesellschaftlichen Vermögens gilt:
>
> {gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] des menschengemachten Kapitals
>
> +{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der produktiv genutzten Landfläche
>
> =Null

Hierbei ist zu beachten, daß sich - bei gegebener Gesamtfläche $\overline{X}^L$ - die Bestände produktiv genutzter bzw. naturbelassener Landfläche gemäß (D.2) und (D.3) 'spiegelbildlich' zueinander verhalten und es daher in obiger Saldierung ausreicht, die Veränderung *einer* der beiden Größen zu betrachten, hier der produktiven Landfläche. Dies gilt allerdings nur unter der Voraussetzung, daß die negativen (positiven) Wohlfahrtseffekte einer Reduzierung (Ausweitung) der naturbelassenen Landfläche sich in der Bewertung einer Ausweitung (Reduzierung) der produktiv genutzten Landfläche 'angemessen' niederschlagen.

Damit ist die Frage nach dem 'gesellschaftlichen Wert' der o. g. Vermögenskomponenten aufgeworfen, der in obiger Saldierungsvorschrift jeweils durch geschweifte Klammern kenntlich gemacht ist.[12] Gemeint ist mit dem Begriff des gesellschaftlichen Wertes im folgenden diejenige *Wohlfahrtsveränderung*, die durch eine Erhöhung der jeweiligen Vermögenskomponente um eine 'kleine' (marginale) Einheit erzielt werden könnte. Dieser Wert läßt sich für die o. g. Vermögenskomponenten 'Kapital' und 'Land' intuitiv wie folgt beschreiben:

- Eine Erhöhung des menschengemachten Kapitalbestandes K um eine kleine Einheit würde gemäß Produktionsfunktion (D.1) eine Steigerung der Produktion in Höhe der *Grenzproduktivität* des anthropogenen Kapitals[13] ermöglichen. Dieser Produktionszuwachs würde - sofern vollständig konsumiert - gemäß Wohlfahrtsfunktion (D.6) einen Wohlfahrtszuwachs in Höhe der *Grenzwohlfahrt* des Konsums[14] zeitigen. Daher entspricht der

---

[12] Die physischen Bestandsveränderungen sind dagegen in eckigen Klammern aufgeführt.

[13] Formal entspricht diese der ersten partiellen Ableitung der Produktionsfunktion (D.1) nach dem Argument K. (Erläuternde Bemerkungen wie die vorstehende sind an die 'Nebenfachökonomen' unter den Lesern gerichtet.)

[14] Diese bringt die gesellschaftliche Wertschätzung einer Erhöhung des Konsums produzierter Güter um eine kleine Einheit zum Ausdruck und entspricht formal der ersten partiellen Ableitung der Wohlfahrtsfunktion (D.6) nach dem Argument C.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

'gesellschaftliche Wert' der Vermögenskomponente K dem Produkt aus Grenzproduktivität des Kapitals und Grenzwohlfahrt des Konsums. Der Wohlfahrtseffekt einer Erhöhung des Kapitalbestandes ist somit gewissermaßen 'konsumvermittelt', denn eine Steigerung der Produktion wäre nichts Wünschenswertes an sich, wenn sie nicht in den Konsum fließen würde, der unmittelbar zur Wohlfahrt beiträgt. Aus diesem Grunde ist die Grenzproduktivität des Kapitals mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren, um den gesellschaftlichen Wert einer Erhöhung des Kapitalbestandes um eine kleine Einheit zu ermitteln.

- Mit exakt der gleichen Begründung wie im Falle des anthropogenen Kapitalbestandes umfaßt der gesellschaftliche Wert der produktiven Landfläche das Produkt aus Grenzproduktivität des Faktors Land und Grenzwohlfahrt des Konsums. In diesem Sinne ist auch der Wert der Landressource 'konsumvermittelt'.

  Dies ist aber im Falle der Landressource noch nicht alles. *Innerhalb* der 'konsumvermittelten' Wertkomponente des Landvermögens ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß die Landnahme der Gegenwart die künftigen Grenzkosten der Landnahme beeinflußt, wie anhand eines Beispieles erläutert werden soll: Eine positive Landnahme in Periode τ verengt, da die naturbelassene Fläche verringert wird, den Spielraum für künftige positive Landnahmen und muß daher tendenziell einen Rückgang künftiger positiver Landnahmen nach sich ziehen. Dies impliziert - geht man von der Annahme mit der Landnahme steigender Grenzkosten aus - einen Rückgang der Grenzkosten künftiger Landnahmen. Die 'letzte' in τ zu produktiven Zwecken erschlossene Landeinheit birgt den Nachteil, daß sie an diesem Rückgang der Landnahmekosten nicht teilhat: Ihre Erschließung wäre in der Folgeperiode zu geringeren Grenzkosten möglich gewesen. Die im Zuge der Verknappung naturbelassener Fläche *de facto* sinkenden Grenzkosten der Landnahme stellen somit tendenziell einen Anreiz dar, Investitionen in produktiv genutzte Fläche in die Zukunft zu verlagern. Dieser Anreiz ist bei der Berechnung des konsumvermittelten Wertes des Landvermögens derart zu berücksichtigen, daß im vorliegenden Beispiel ein Rückgang der Landnahmekosten den konsumvermittelten Wert einer Land-Investition *mindert*. Der 'konsumvermittelte' gesellschaftliche Wert der Vermögenskomponente Land umfaßt daher das Produkt aus Grenzproduktivität des Faktors Land *plus* Veränderung der Grenzkosten der Landnahme (im obigen Beispiel wäre die Veränderung negativ), multipliziert mit der Grenzwohlfahrt des Konsums.

  Der gesellschaftliche Wert der Vermögenskomponente 'Land' hat jedoch darüber hinaus noch einen Bestandteil, der *nicht* konsumvermittelt ist. Denn von dem o. g. Produkt - und dies ist unter 'ökologischen' Gesichtspunkten das Entscheidende - ist der *unmittelbare* Wohlfahrtsverlust abzuziehen, der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

durch die Reduzierung der naturbelassenen Landfläche um eine kleine Einheit hervorgerufen wird, die gemäß (D.3) mit einer Ausweitung der produktiven Fläche einhergehen muß. Bei der Bewertung einer zusätzlichen kleinen Einheit produktiver Fläche muß dies in Höhe der Grenzwohlfahrt naturbelassener Fläche *negativ* zu Buche schlagen. Da hiermit die Veränderung der Vermögenskomponente 'naturbelassene Fläche' berücksichtigt ist, kann in obiger Saldierungsvorschrift auf eine gesonderte Auflistung der bewerteten Bestandsveränderung der naturbelassenen Fläche verzichtet werden.

Die so beschriebenen Werte der gesellschaftlichen Vermögenskomponenten Kapital und Land lassen sich auf der Grundlage der unter VIII.1 getroffenen Modellannahmen berechnen.[15] Das Ergebnis ist eine mathematische Formulierung der obigen verbalen Saldierungsvorschrift in Gestalt der folgenden Gleichung:[16]

$$\text{(D.8)} \qquad \left\{U_C(\tau+1)Y_K(\tau+1)\right\}\left[K(\tau+1)-K(\tau)\right]$$

$$+\left\{U_C(\tau+1)\left(Y_L(\tau+1)+Z^L_{R^L}(\tau+1)-Z^L_{R^L}(\tau)\right)-U_{X^L}(\tau+1)\right\}\left[L(\tau+1)-L(\tau)\right]=0\,.$$

Wie bereits in der obigen verbalen Saldierungsvorschrift sind auch in der Gleichung (D.8) die gesellschaftlichen Werte der Vermögenskomponenten 'Kapital' und 'Land' in geschweiften Klammern, deren physische Bestandsveränderungen hingegen in eckigen Klammern dargestellt.

Der erste Summand auf der linken Seite der Gleichung (D.8) repräsentiert somit die bewertete Bestandsveränderung der Vermögenskomponente 'Kapital'. Wie oben erläutert entspricht die Wertkomponente in der geschweiften Klammer dem Produkt aus Grenzwohlfahrt des Konsums, $U_C(\tau+1)$, und Grenzproduktivität des Kapitals, $Y_K(\tau+1)$. Die Bewertung erfolgt hierbei in Größen der Periode $\tau+1$, da die Investitionen der 'Gegenwartsperiode' τ an-

[15] Vgl. zu den Details den Anhang 1.

[16] Gleichung (D.8) basiert auf zwei Gleichungen, nämlich einer modifizierten 'Hartwick-Regel' (vgl. ursprünglich Hartwick 1977 sowie die Verallgemeinerungen bei Dixit/Hammond/Hoel 1980) sowie einer modifizierten 'Solow-Stiglitz-Bedingung' (vgl. Solow 1974, Stiglitz 1974). Die Erfüllung dieser beiden Gleichungen ist hinreichend für eine konstante Wohlfahrt im Zeitablauf, wie im Anhang 1 gezeigt wird. Hartwick-Regel und Solow-Stiglitz-Bedingung implizieren darüber hinaus gemeinsam die Gleichung (D.8), die hier im Interesse der besseren Interpretierbarkeit erläutert wird. Zu den methodischen Problemen dieser Vorgehensweise vgl. im Anhang 3 die Erläuterungen im Anschluß an Gleichung (A3.25).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

nahmegemäß erst in der Folgeperiode $\tau+1$ produktions- und damit konsumwirksam werden.

Der zweite Summand auf der linken Seite der Gleichung (D.8) entspricht der bewerteten Veränderung der produktiv genutzten Landfläche. Hierbei hat die Wertkomponente, wie oben beschrieben, einen 'konsumvermittelten' Bestandteil, nämlich den ersten Summanden (das Produkt $U_C \cdot (...)$) in der geschweiften Klammer. Hier kommt zum Ausdruck, daß der durch eine Landnahme marginal erzielbare Produktionszuwachs, $Y_L(\tau+1)$, um die Veränderung (in obigem Beispiel um den Rückgang) der Grenzkosten der Landnahme, $Z^L_{R^L}(\tau+1) - Z^L_{R^L}(\tau)$, zu korrigieren ist.[17] Die Summe, d. h. der Netto-Produktionszuwachs, ist anschließend mit der Grenzwohlfahrt des Konsums $U_C(\tau+1)$ zu multiplizieren.

Darüber hinaus bringt der zweite negative Summand $-U_{X^L}(\tau+1)$ in der geschweiften Klammer zum Ausdruck, daß die Wertkomponente im Falle des Landvermögens einen zweiten, nicht konsumvermittelten Bestandteil hat. Dieser reflektiert den unmittelbaren marginalen Wohlfahrtsverlust, der durch die korrespondierende Reduktion der naturbelassenen Landschaft in der Folgeperiode verursacht wird.

Bei einem empirischen Test der Gleichung (D.8) könnte - in einer Welt vollkommener Märkte - die Ermittlung der in geschweiften Klammern dargestellten Wertkomponenten des Indikators auf der Grundlage beobachtbarer Marktpreise für produzierte Kapitalgüter bzw. produktiv genutztes Land erfolgen. Dies entspräche grundsätzlich dem Verfahren, das in der im Rahmen der konventionellen VGR durchgeführten Volksvermögensrechnung zur Anwendung gebracht wird. Die Tabelle 2 veranschaulicht exemplarisch die Zusammensetzung des Volksvermögens der Bundesrepublik zum Jahresende 1982. Es wird deutlich, daß die Volksvermögensrechnung gerade die im vorliegenden Grundmodell thematisierten Vermögenskomponenten 'Kapital' und 'Land' berücksichtigt. Die Bewertung der entsprechenden Bestände in Tabelle 2 orientiert sich prinzipiell an Marktpreisen, wenn auch hierbei vielfältige Bewertungsprobleme zu berücksichtigen sind.[18]

---

[17] Eine analoge Korrektur entfällt im übrigen im Falle einer Erhöhung des anthropogenen Kapitalbestandes, da der Produktionsoutput annahmegemäß *gleichermaßen* konsumiert und investiert werden kann (die sog. neoklassische 'Kornparabel'). Eine Erhöhung des Kapitalstocks um eine Einheit impliziert daher einen Rückgang des Konsums um eben eine Einheit. Die Grenzkosten einer Kapitalinvestition, ausgedrückt in Einheiten des Konsumgutes, betragen daher stets Eins. Eine Erhöhung der produktiven Landfläche hingegen verursacht, ausgedrückt in Einheiten des Konsumgutes, Kosten in Höhe von Z^L.

[18] Vgl. Stobbe (1994, S. 82 ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Tabelle 2

Das Sachvermögen in der Bundesrepublik Deutschland Ende 1982 (Aktiva in Mrd. DM)

I. Nichtreproduzierbares Sachvermögen	
1. Bebaute Grundstücke	2 682
2. Landwirtschaftlich genutzte Grundstücke	720
3. Wald, Gewässer und ähnliches	172
II. Reproduzierbares Sachvermögen	
1. Wohnbauten	2 244
2. Nichtwohnbauten	2 179
3. Ausrüstungen	868
4. Vorräte	431
5. Gebrauchsvermögen der privaten Haushalte	661
I. + II. Sachvermögen insgesamt	9 957

Quelle: Stobbe (1994, S. 83).

Allerdings sind in der Realität die Marktpreise auf vielfältige Weise verzerrt. Die Gründe hierfür sind u. a.:

1. Abweichungen vom Idealbild der vollständigen Konkurrenz
2. Staatliche Regulierungen
3. Marktexterne Effekte des Wirtschaftsprozesses bzw. das Vorliegen öffentlicher Güter
4. Unvollständige Information der Marktakteure

Die unter Punkt 1. angesprochene Problematik wird in dieser Studie nicht betrachtet. Das Informationsproblem unter Punkt 4. wird im neunten und zehnten Kapitel zur Sprache kommen. Ausgehend vom vorliegenden Grundmodell ist in der Realität die unter Punkt 2. angesprochene Problematik staatlicher Regulierungen im Bereich der Nutzung der natürlichen Ressource 'Land' allgegenwärtig. Insbesondere auch die unter Punkt 3. angesprochenen Phänomene dürften im Falle der Landressource relevant sein. Denn es ist davon auszugehen, daß nicht alle Leistungsströme der Ressource 'naturbelassene Landschaft' privat vollständig angeeignet werden können (Artenschutz, Existenzwert der Naturbelassenheit). Daher müssen die Marktpreise möglichst *korrigiert* in die Berechnung des Nachhaltigkeitsindikators (D.8) eingehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Eine solche Korrektur setzt (hinsichtlich des o. g. Punktes 3.) die marktanaloge Ermittlung der marginalen Zahlungsbereitschaften für nicht marktfähige Leistungsströme naturbelassener Landschaft voraus.

Die in der Diskussion befindlichen Methoden zur Ermittlung dieser marginalen Zahlungsbereitschaft für nicht marktfähige Umweltgüter (zunächst auf individueller Ebene) sind gleichermaßen vielfältig wie umstritten.[19] Aber zumindest stellen sie einen weithin ernstgenommenen Ansatz zur monetären Bewertung von Umweltgütern dar. Im vorliegenden Falle des Gutes 'unberührte Landschaft' könnte z. B. (als 'indirektes' Verfahren zur Ermittlung der marginalen Zahlungsbereitschaft) der sog. 'hedonische Preisansatz' zur Anwendung gebracht werden. Dieser versucht, Marktpreisdifferenzen prinzipiell vergleichbarer Güter den jeweiligen Umweltgegebenheiten zuzurechnen. Wenn z. B. zwei Wohnungen gleicher Größe und gleicher Ausstattung aber unterschiedlicher Lage (die eine in der Nähe eines Industriegebietes, die andere am Waldrand vor der Stadt) unterschiedliche Mieten erzielen, so ließe (wenn auch unter Vorbehalten[20]) die Differenz Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaft der Mieter für den 'Genuß' naturbelassener Landschaft zu.

Desweiteren werden 'direkte' Verfahren zur Ermittlung der marginalen Zahlungsbereitschaften (etwa im Wege von Befragungen) diskutiert. Hampicke (1991) liefert - wenn auch hinsichtlich anderer Umweltgüter als 'unberührte Landschaft' - ein Beispiel dafür, daß auf der Grundlage individueller Befragungen prinzipiell die aggregierte, gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft ermittelt werden könnte. Er gelangt zu dem Ergebnis, daß die spontan angegebene monatliche individuelle Zahlungsbereitschaft für den *Schutz von Tier- und Pflanzenarten* bei etwa 20 DM liege. Die Tatsache, daß dieser Betrag nicht allzu hoch sei, spricht nach Auffassung Hampickes für die Glaubwürdigkeit dieses Ergebnisses. Er schließt daher auf eine Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung für ein umfassendes Arten- und Biotopschutzprogramm von mindestens 3 Mrd. DM.

Ungeachtet aller mit der ökonomischen Bewertung natürlicher Güter verbundenen Probleme wäre der *Versuch* einer Bewertung vor dem Hintergrund des Nachhaltigkeitszieles nicht nur erforderlich, sondern, wie oben angedeutet, auch zumindest teilweise *möglich*. Natürlich ist die oben zitierte Untersuchung lediglich vorläufiger und unvollständiger Natur, wie Hampicke selbst betont.[21] Dennoch ist sie u. E. richtungweisend gerade vor dem Hintergrund des

---

[19] Vgl. hierzu z. B. Freeman (1993); Endres/Holm-Müller (1997).

[20] Vgl. ebd.

[21] Zur Würdigung der Studie vgl. auch Endres/Jarre/Klemmer/Zimmermann (1991, S. 58 f., 81 ff., 93).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Nachhaltigkeitszieles: Denn es ist z. B. im Bereich der Gesundheitsvorsorge, der ja durch umweltpolitische Entscheidungen nicht unerheblich berührt ist,

> "eine Tatsache, daß alle Menschen in ihren täglichen Entscheidungen Gesundheits- und Lebensrisiken gegen Verzichte bei anderen Zielen abwägen [...]. Einerseits besteht Einigkeit darüber, daß Gesundheit und Leben so konkurrenzlose Werte sind, daß ihr Verlust oder das Risiko ihres Verlustes durch nichts aufgewogen werden kann, und schon gar nicht durch Geld. [...]. Andererseits sind wir ständig gezwungen, diese 'unendlich wertvollen' Güter gegen andere abzuwägen. Wir gestehen damit implizit ein, daß ihr Wert doch endlich ist, lehnen aber eine explizite Wertung ab."[22]

Diese Einschäzung ist u. E. ohne Einschränkung auf natürliche Güter übertragbar, die im Mittelpunkt der vorliegenden Studie stehen. Auch für sie gilt, daß sie

> "zunächst in physischen Einheiten so genau wie möglich abgeschätzt werden [müssen]. Dann sollte zusätzlich eine ökonomische Bewertung versucht werden [...]. So [...] trägt man dazu bei, die verdeckten impliziten Wertungen einer politischen Entscheidung der öffentlichen Diskussion zugänglich zu machen."[23]

Wenn nach dem oben Gesagten auch deutlich geworden ist, daß das Grundmodell empirisch überprüf*bar* ist, so stellt sich doch die Frage, ob ein empirischer Test dieses Modells sinnvoll ist. Das Grundmodell bildet einen derart eingeschränkten Aspekt der Realität ab, daß die Aussage eines empirischen Tests unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten zwangsläufig verzerrt und daher von geringer Aussagekraft sein müßte. Wir verweisen in diesem Zusammenhang auf die Ausführungen zum Problem der 'Vollständigkeit' eines Nachhaltigkeitsindikators in Kapitel V. Das diesbezügliche Manko des Grundmodells kann jedoch schrittweise überwunden werden durch die Einbeziehung weiterer Aspekte der Realität, was im folgenden beispielhaft mit Hilfe zweier Modellerweiterungen gezeigt wird.

IX. Zur Habitatfunktion naturbelassener Fläche: Eine erste Modellerweiterung

1. Modellspezifikationen

Oben ist wiederholt darauf hingewiesen worden, daß das Grundmodell des Kap. VIII wichtige Aspekte der Realität ausblendet. Drei dieser Aspekte werden uns im vorliegenden Kapitel beschäftigen:

---

[22] Endres/Jarre/Klemmer/Zimmermann (1991, S. 30 f.).

[23] Ebd., S. 31.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

- Das Grundmodell fokussiert, wie oben bereits angesprochen, ausschließlich den Aspekt der *Flächen*nutzung. Grundsätzlich sind daher Modellerweiterungen anzustreben, die darüber hinaus den Verbrauch *anderer Komponenten des Naturkapitals* thematisieren, der u. a. im Prozeß der Siedlungsentwicklung anfällt.
- Im Grundmodell begründete allein die Tatsache, daß ein bestimmtes Flurstück *nicht* vom Menschen produktiv genutzt wurde, einen unmittelbaren Wohlfahrtseffekt dieser Landfläche, die als 'unberührte Landschaft' bezeichnet wurde. Dies ist nicht realistisch. Nicht bereits die Tatsache der fehlenden anthropogenen 'Bebauung' einer bestimmten Fläche an sich ist Grundlage eines unmittelbaren Wohlfahrtsbeitrages. Vielmehr ist zu unterscheiden zwischen 'anthropogener' und 'natürlicher' Bebauung der Fläche. Unmittelbar wohlfahrtsrelevant ist vom Menschen nicht bebautes Land prinzipiell dann, wenn es eine alternative, 'natürliche Bebauung' trägt, wie z. B. Bewaldung, die zahlreichen schützenswerten Tier- und Pflanzenarten Zuflucht bietet. Diese wäre Grundlage eines Wohlfahrtsbeitrages via Artenschutz, Erholungsfunktion und Sauerstoffproduktion (bzw. CO_2-Resorption). Im Kontext des oben entwickelten Modells bedeutet dies, daß derjenigen Fläche, die nicht vom Menschen produktiv genutzt wird, eine 'natürliche Produktionsfunktion' zuzuordnen ist.
- Die Vorstellung des *kritischen Naturkapitals* blieb, wie bereits mehrfach angesprochen, im Grundmodell unberücksichtigt.

Ziel des vorliegenden Kapitels ist es daher, neben der natürlichen Ressource Land eine *weitere Komponente des Naturkapitals* in das Modell einzubeziehen. Diese weitere Komponente soll derart gewählt werden, daß über ihre Integration in das Modell gleichzeitig sowohl der Aspekt einer *natürlichen Bebauung* naturbelassener Landfläche als auch der Aspekt der *kritischen ökologischen Nachhaltigkeit* Eingang in die modelltheoretischen Überlegungen findet.

Zu diesem Zweck werden folgende Modifikationen des Grundmodells vorgenommen: Die bislang abstrakte Vorstellung der 'naturbelassenen Fläche' wird konkretisiert, indem dem naturbelassenen Flächenbestand X^L ein natürlicher Bewuchs zugestanden wird (bzw. eine natürliche 'Bebauung'). Auf der Fläche X^L wachsen bspw. Wälder. Im Unterschied zu der im Grundmodell einzigen natürlichen Ressource Land ist damit eine *erneuerbare* natürliche Ressource in das Modell eingeführt. Der Term 'erneuerbar' bezeichnet hierbei "die 'natürliche' Fähigkeit der Ressource, über den Einsatz anderer Ressourcen (z. B. Licht und Biomasse) eine vergleichsweise rasche, nicht von menschlichem Zutun abhängige Regenerierung zu leisten".[24]

[24] Endres/Querner (1993, S. 95).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Somit hat die naturbelassene Fläche in unserem erweiterten Modell *Habitatfunktion* bezüglich der betreffenden erneuerbaren natürlichen Ressource.

Diese Modifikation des Modells hat folgende Konsequenzen:

Erstens ist es nun nicht mehr der 'nackte' Flächenbestand X^L, der - neben dem Konsum C - Wohlfahrt stiftet, sondern vielmehr die auf dieser Fläche wachsende 'Biomasse'. Als zugrundeliegende Motive kommen z. B. das Ziel des Erhalts der Artenvielfalt oder die Erholungsfunktion der Wälder in Betracht. Zwangsläufig wird sich daher im erweiterten Modell eine Änderung der Annahmen über die soziale *Wohlfahrtsfunktion* ergeben.

Zweitens ist zu berücksichtigen, daß die erneuerbare Ressource geerntet werden kann und die Erntemengen als Produktionsfaktor fungieren (z. B. Holzeinschlag). Daher wird sich eine Änderung der gesamtwirtschaftlichen *Produktionsfunktion* ergeben.

Drittens sind Annahmen darüber zu treffen, welchem Muster die natürliche Regeneration der erneuerbaren Ressource folgt. Das Modell muß somit um eine natürliche *Regenerationsfunktion* vervollständigt werden. Wir werden im folgenden die Modellspezifikationen im einzelnen erläutern.

Aus Gründen der einfacheren Handhabbarkeit wird die erweiterte Modellversion in einer *zeitkontinuierlichen* Version analysiert. Nachfolgend bezeichne daher das Symbol τ einen Zeit*punkt*. In einem Zeitpunkt τ produziere die betrachtete Ökonomie ein homogenes Gut in der Menge $Y(\tau)$. Der Output kann entweder konsumiert oder akkumuliert werden. Im Unterschied zum Grundmodell gehen nun allerdings *drei* Inputs in den Produktionsprozeß ein:

- Der homogene Bestand $K(\tau)$ menschengemachten Kapitals;
- der Bestand $L(\tau)$ produktiv genutzter Landfläche, der einem homogenen Gesamtflächenbestand $\overline{X}^L = \text{const.} > 0$ entnommen wurde

sowie

- der Strom $R^B(\tau)$, der aus einem homogenen Bestand $X^B(\tau)$ einer erneuerbaren natürlichen Ressource geerntet wird.

Formal ergibt sich daher im Unterschied zur Annahme (D.1) des Grundmodells eine Produktionsfunktion:

$$Y(\tau) = Y\left[K(\tau), R^B(\tau), L(\tau)\right]. \tag{D.9}$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Es sei angenommen, daß sämtliche Faktoren essentiell sind in dem Sinne, daß $Y(\tau) = 0$, falls irgendeine Inputmenge den Wert Null annimmt.

Bezüglich der erneuerbaren Ressource wird angenommen, daß deren Bestand $X^B(\tau)$ mit einer natürlichen Rate $G(\tau)$ nachwächst. Daher gilt für die Bestandsveränderung unter Berücksichtigung der Erntetätigkeit

$$\dot{X}^B(\tau) = G(\tau) - R^B(\tau), \tag{D.10}$$

wobei im folgenden stets $\dot{x} := dx/d\tau$ und $\ddot{x} := d^2x/dx^2$ für jede beliebige Variable x gelte.

Hinsichtlich des Bestandswachstums der erneuerbaren Ressource treffen wir zunächst die in der ressourcenökonomischen Literatur übliche Annahme,[25] daß die Regeneration $G(\tau)$ von der Größe des Bestandes $X^B(\tau)$ selbst abhängt.

Um der Vorstellung des 'kritischen Naturkapitals' Eingang in das Modell zu verschaffen, nehmen wir insbesondere an, daß es eine 'kleinste überlebensfähige Population' der erneuerbaren natürlichen Ressource gibt, die wir mit $\underline{X}^B > 0$ bezeichnen. Es gelte $G(\tau) < 0$ falls $X^B(\tau) < \underline{X}^B$. Aufgrund dieser Annahme muß (selbst bei sofortiger Einstellung der Erntetätigkeit!) zwangsläufig die Ausrottung der Ressource in endlicher Zeit resultieren, sofern der Ressourcenbestand zu irgendeinem beliebigen Zeitpunkt die kleinste überlebensfähige Population unterschreitet. Auch dies ist eine in der Ressourcenökonomie durchaus gebräuchliche Annahme. Ein Beispiel für eine natürliche Regenerationsfunktion, die eine kleinste überlebensfähige Population berücksichtigt, ist in Abb. 1 dargestellt. Dort ist das Bestandswachstum für Bestände zwischen $\underline{X}^B$ und $\overline{X}^B$ positiv. Zunächst nimmt das Wachstum mit steigenden Beständen zu, um sich anschließend zu verlangsamen. Beim Bestand $\overline{X}^B$ schließlich, der sog. 'natürlichen Gleichgewichtspopulation', nimmt das Bestandswachstum den Wert Null an. Überschreitungen der natürlichen Gleichgewichtspopulation implizieren negative Wachstumsraten, d. h. einen Bestandsrückgang.

Der Aspekt der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit konkretisiert sich in dem Bestand $\underline{X}^B$, der selbst ein Bestandswachstum von Null impliziert und dessen Unterschreitung ein negatives Wachstum und daher ein unaufhaltsames Sinken des Bestandes gegen Null implizieren müßte.

---

[25] Vgl. z. B. Endres/Querner (1993, Teil III).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

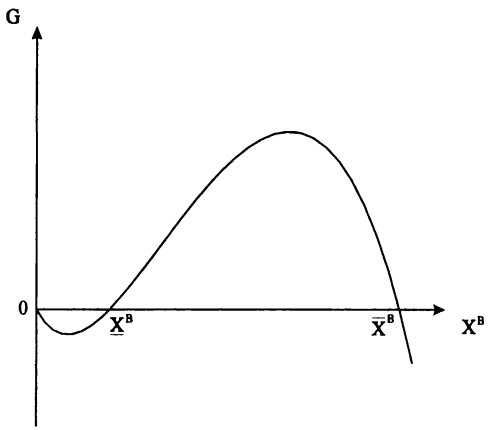

Abb. 1: Regenerationsfunktion einer erneuerbaren natürlichen Ressource

Quelle: Verändert nach Clark (1990, S. 17).

Über die Eigenbestandsabhängigkeit hinaus nehmen wir im folgenden an, daß die Regeneration vom Umfang der naturbelassenen Fläche $X^L(\tau)$ abhängt. Es ist durchaus plausibel, daß die zeitliche Entwicklung des Bestandes von der Fläche abhängen wird, die der Ressource als *Habitat* zur Verfügung steht. In Abb. 1 ist der Aspekt des Flächenbedarfs nicht explizit thematisiert. Man könnte jedoch argumentieren, daß er implizit sehr wohl enthalten ist: Die Existenz eines natürlichen Sättigungsbestandes $\bar{X}^B$ kann im Grunde nur mit der Begrenztheit exogener Faktoren, z. B. der verfügbaren Fläche begründet werden. Dieser Aspekt könnte explizit in Abb. 1 einbezogen werden, indem z. B. das Konzept des Sättigungsbestandes $\bar{X}^B$ neu definiert würde als eine wachsende Funktion der naturbelassenen Fläche X^L.

Wenn aber die kleinste überlebensfähige Population $\underline{X}^B$ weiterhin *absolut* gegeben wäre, so implizierte ein permanenter Rückgang der verfügbaren Fläche X^L, daß irgendwann $\bar{X}^B$ und $\underline{X}^B$ zusammenfallen und später sogar $X^B < \underline{X}^B$ gilt. Die Regenerationsfunktion in Abbildung 1 würde durch eine Reduzierung der naturbelassenen Fläche horizontal 'gestaucht'. Somit müßte bei Unterschreitung einer bestimmten Mindestfläche $\underline{X}^L$ der Bestand X^B unaufhaltsam gegen Null sinken, obwohl möglicherweise die erneuerbare Ressource *selbst* nur in geringem Maße oder überhaupt nicht genutzt wird. Es ist zu beachten, daß auf diese Weise indirekt ein kritischer Bestand der naturbelassenen Landfläche X^L in das Modell einbezogen würde. Das Kriterium nachhaltiger ökonomischer Entwicklung wäre bei seiner Unterschreitung verletzt. Denn annahmegemäß ist die erneuerbare Ressource essentieller Produktionsfaktor, daher könnte bei einer Ausrottung der Ressource nicht mehr produziert werden. Sofern der Konsum essentielles Argument der Wohlfahrtsfunktion ist (s. u. die Gl. (D.14)), müßte auch die Wohlfahrt Null betragen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Die Argumentation oben sollte lediglich exemplarisch verdeutlichen, welche Zusammenhänge zwischen naturbelassener Fläche als Habitat und der Bestandsentwicklung einer biologischen Ressource vorstellbar sind. Im folgenden unterstellen wir ohne nähere Spezifizierung eine Regenerationsfunktion G:

$$G(\tau) = G\left[X^B(\tau), X^L(\tau)\right]. \tag{D.11}$$

Bezüglich der Ressource 'Land' werden die Annahmen (D.2) und (D.4) des Grundmodells aufrechterhalten, freilich nun in zeitkontinuierlicher Interpretation. Die kontinuierliche Abbildung der Zeitdimension impliziert allerdings eine modifizierte Repräsentation der ursprünglichen Annahme (D.3). Es gilt nun:

$$\dot{L}(\tau) = -\dot{X}^L(\tau) = R^L(\tau). \tag{D.12}$$

Die im Grundmodell für die Akkumulation menschengemachten Kapitals gültige Gleichung (D.5) wird folgendermaßen modifiziert:

$$\dot{K}(\tau) = Y(\tau) - C(\tau) - Z^B\left[R^B(\tau)\right] - Z^L\left[R^L(\tau)\right]. \tag{D.13}$$

Der Ausdruck $\dot{K}$ repräsentiert nun die Nettoinvestitionen in menschengemachtes Kapital in einem Zeitpunkt τ. $C(\tau)$ ist unverändert der aggregierte Konsum, nun im Zeitpunkt τ. Z^L sind nach wie vor die Kosten der Landnahme (bzw. der Renaturierung, falls $R^L < 0$). Der einzige inhaltliche Unterschied zu (D.5) besteht darin, daß zusätzlich die Erntekosten Z^B der erneuerbaren Ressource zu berücksichtigen sind, die mit der Erntemenge R^B variieren.

Die letzte Modifikation des Grundmodells betrifft die gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion U. Wie zuvor wird angenommen, daß der Konsum $C(\tau)$ die Wohlfahrt $U(\tau)$ beeinflußt. Im Unterschied zum Grundmodell wird allerdings nun unterstellt, daß nicht die schiere naturbelassene Fläche $X^L(\tau)$ wohlfahrtsrelevant sei, sondern vielmehr der Bestand $X^B(\tau)$ der erneuerbaren natürlichen Ressource, der auf dieser Fläche wächst (z. B. aus Gründen des Arterhalts, der Freizeitgestaltung etc.). Daher gelte, in Abwandlung der ursprünglichen Annahme (D.6):

$$U(\tau) = U\left[C(\tau), X^B(\tau)\right]. \tag{D.14}$$

Wir nehmen an, daß der Konsum essentiell ist in dem Sinne, daß $U(\tau) = 0$ für alle Zeitpunkte $\tau \geq \varsigma$, falls $C(\varsigma) = 0$ für einen beliebigen Zeitpunkt ς gilt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

D. h. wenn im Falle eines gesamtwirtschaftlichen Konsums von Null bestimmte Grundbedürfnisse für kein einziges Individuum befriedigt werden, kann die Menschheit nicht überleben.

Das Modell wird vervollständigt durch die Nichtnegativitätsbedingungen:

$$C(\tau), R^B(\tau), X^B(\tau), X^L(\tau), K(\tau), L(\tau) \geq 0 \,, \quad \forall \tau \,. \tag{D.15}$$

In Analogie zur Vorgehensweise des Abschnitts VIII.2 werden anschließend Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung in der erweiterten Modellvariante analysiert.

2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel in der ersten Modellerweiterung

Wir können uns nun der Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 im Rahmen der vorliegenden erweiterten Modellvariante zuwenden. Zunächst ist folgendes festzustellen:

- Die erweiterte Modellvariante berücksichtigt *vier* relevante gesellschaftliche Vermögenskomponenten: Den anthropogenen Kapitalbestand $K(\tau)$, den Bestand produktiv genutzter Landfläche $L(\tau)$, die naturbelassene Landfläche $X^L(\tau)$ *und* - im Unterschied zum Grundmodell - den Bestand der erneuerbaren Ressource $X^B(\tau)$.

- Die Veränderungen der relevanten Vermögenskomponenten in einem Zeitpunkt τ bestehen in der erweiterten Modellvariante in den Nettoinvestitionen $\dot{K}(\tau)$ in anthropogenes Kapital, in der Veränderung $\dot{L}(\tau)$ der produktiv genutzten Fläche (bzw. der korrespondierenden Veränderung $\dot{X}^L(\tau)$ der naturbelassenen Fläche) *sowie* - im Unterschied zum Grundmodell - in der Bestandsveränderung $\dot{X}^B(\tau)$ der erneuerbaren natürlichen Ressource.

- Im Unterschied zum Grundmodell ist mit $\underline{X}^B$ ein *kritischer* Bestand berücksichtigt. Daher greift zunächst die in der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 in erster Priorität genannte Verhaltensregel.[26]

Somit konkretisiert sich die allgemeine Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts III.4 in der ersten Modellerweiterung in der folgenden Handlungsanweisung:

> 1. Priorität: Stelle stets sicher, daß der kritische Bestand der biologischen Ressource nicht erreicht oder gar unterschritten wird.

---

[26] Diese forderte, stets sicherzustellen, daß kritische Bestände sämtlicher als relevant zu erachtenden gesellschaftlichen Vermögenskomponenten nicht erreicht oder gar unterschritten werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

2. Priorität: Stelle stets sicher, daß die folgende Bedingung für die Bewahrung des gesellschaftlichen Vermögens gilt:

{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] des menschengemachten Kapitals

+{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der produktiv genutzten Landfläche

+{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der biologischen Ressource

=Null

Wie schon im Grundmodell ist hierbei wiederum zu beachten, daß die Veränderung der Vermögenskomponente 'naturbelassene Landfläche' in der Bewertung der Bestandsveränderung der produktiv genutzten Fläche 'angemessen' berücksichtigt sein muß. Daher braucht die Veränderung der naturbelassenen Fläche nicht explizit in obige Saldierung aufgenommen zu werden.

Die intuitive Erläuterung der o. g. 'Werte' kann hier unter direkter Bezugnahme auf das im Kontext des Grundmodells bereits Gesagte erfolgen.

- Mit der dort gegebenen Begründung entspricht der Wert einer Einheit der Vermögenskomponente 'Kapital' unverändert dem Produkt aus Grenzwohlfahrt des Konsums und Grenzproduktivität des Kapitals.

- Hinsichtlich des Landvermögens sind ebenfalls die beiden im Grundmodell genannten 'konsumvermittelten' Bestandteile der Wertkomponente zu berücksichtigen, nämlich der durch Landnahme erzielbare Produktionszuwachs sowie die durch Landnahme verursachte Veränderung der Landnahmegrenzkosten. Deren Summe ist wiederum mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren.

  Hinzu kommt allerdings nun in der erweiterten Modellvariante *innerhalb* des konsumvermittelten Wertes des Landvermögens, daß die Landnahme gemäß (D.11) die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource über eine Beschneidung ihres Habitates berührt. Daher werden im Zuge der Landnahme die Erntespielräume geringer. Da die biologische Ressource als Produktionsfaktor fungiert, bedeutet dies eine Beeinträchtigung der Produktionsmöglichkeiten gemäß Grenzproduktivität der biologischen Ressource. Auch diese ist mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren und von den zuvor genannten 'konsumvermittelten' Bestandteilen der Wertkomponente des Landvermögens zu subtrahieren.

  Im Vergleich zum Grundmodell entfällt allerdings, da unberührte Landschaft nicht mehr *unmittelbar* wohlfahrtsrelevant ist, der dort letztgenannte, nicht 'konsumvermittelte' Bestandteil des Wertes des Landvermögens, der sich im Grundmodell über die Grenzwohlfahrt unberührter Landschaft bemaß.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

- Neu ist in der erweiterten Modellvariante die bewertete Bestandsveränderung der biologischen Ressource. Der Wert einer kleinen Erhöhung ihres Bestandes umfaßt ebenfalls eine 'konsumvermittelte' Komponente: Ein Bestandszuwachs der biologischen Ressource beeinflußt deren eigene Regeneration und somit die Ernte- und Produktionsmöglichkeiten. Der über die Eigenbestandserhöhung erzielbare Regenerationszuwachs[27] ist daher mit der Grenzproduktivität der biologischen Ressource und anschließend mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren.

  Innerhalb des konsumvermittelten Wertbestandteiles der biologischen Ressource ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß eine Bestandserhöhung zu steigender Verfügbarkeit des biologischen Produktionsfaktors beitragen würde. Steigt der Bestand, so impliziert dies tendenziell eine Ausweitung künftiger Erntespielräume. Steigende Ernten (bzw. Ressourceninputs) führen jedoch zu einem Rückgang der künftigen Grenzproduktivität der biologischen Ressource, der in die Berechnung ihres konsumvermittelten Wertbestandteiles *mindernd* einzubeziehen ist. Eine steigende Verfügbarkeit des biologischen Produktionsfaktors geht tendenziell zu Lasten seiner Grenzproduktivität, was den Wert einer Bestandserhöhung reduziert.

  Schließlich hat eine kleine Erhöhung des Bestandes der biologischen Ressource einen nicht-konsumvermittelten, direkten Wohlfahrtseffekt. Dieser bemißt sich über die Grenzwohlfahrt des Bestandes der biologischen Ressource und bildet einen weiteren Bestandteil des Wertes des 'biologischen Vermögens'.

Wie bereits im Grundmodell läßt sich die obige Konkretisierung unserer allgemeinen Nachhaltigkeitsregel in der ersten Modellerweiterung formal darstellen. In erster Priorität ist in die Einhaltung der Ungleichung

$$X^B(\tau) > \underline{X}^B \,, \quad \forall \tau \tag{D.16}$$

sicherzustellen, d. h. es ist zu gewährleisten, daß der kritische Bestand der erneuerbare Ressource niemals erreicht oder gar unterschritten wird. Andernfalls wäre die Ausrottung der Ressource unvermeidlich, wie oben erläutert. Es könnte ohne den essentiellen Input R^B nicht mehr produziert und daher nicht mehr konsumiert werden. Da C essentielles Argument der Wohlfahrtsfunktion ist, fiele die gesellschaftliche Wohlfahrt auf das Niveau Null und das Kriterium nachhaltiger ökonomischer Entwicklung wäre verletzt. Gleichheit in (D.16) würde im übrigen das Nachhaltigkeitspostulat unmittelbar verletzen. Denn die

[27] Je nach herrschendem Bestand kann allerdings ein Eigenbestandszuwachs auch einen Rückgang der Regenerationsfähigkeit zur Folge haben, vgl. Abb. 1 oben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Regenerationsfähigkeit der Ressource wäre bereits dann vollständig und irreversibel verloren. Damit wäre eine Ernte der erneuerbaren Ressource (die ja annahmegemäß ein essentieller Produktionsfaktor ist) nicht länger möglich, ohne deren Bestand unter die kleinste überlebensfähige Population zu drücken.

Sofern die Einhaltung der Ungleichung (D.16) gewährleistet ist, kann in zweiter Priorität oberhalb der kritischen Schwelle das Verfahren der Saldierung der bewerteten Bestandsveränderungen zur Anwendung kommen. Wiederum lassen sich die oben beschriebenen Werte berechnen[28] und die obige Saldierungsvorschrift kann in Gestalt der folgenden Gleichung formuliert werden:

$$
\begin{aligned}
(D.17)\quad & \left\{U_C Y_K\right\}\left[\dot{K}\right] && \text{anthropogenes Kapital}\\
& +\left\{U_C\left(Y_L + \dot{Z}^L_{R^L} - Y^n_{R^B} G_{X^L}\right)\right\}\left[\dot{L}\right] && \text{produktives Land}\\
& +\left\{U_C\left(\dot{Y}^n_{R^B} + G_{X^B} Y^n_{R^B}\right) + U_{X^B}\right\}\left[\dot{X}^B\right] = 0\,,\ \forall \tau\ . && \text{biologische Ressource}
\end{aligned}
$$

Bezüglich der erneuerbaren Ressource ist hierbei $Y^n_{R^B} := Y_{R^B} - Z^B_{R^B}$ als deren Netto-Grenzproduktivität definiert. D. h. die Brutto-Grenzproduktivität Y_{R^B} ist korrigiert um die Erntegrenzkosten $Z^B_{R^B}$, da diese unmittelbar die Konsummöglichkeiten schmälern.

Im folgenden wird der Bezug der Gleichung (D.17) zur obigen verbalen Erläuterung der Werte der involvierten Vermögenskomponenten hergestellt, soweit über das Grundmodell hinausgehende Aspekte berührt sind. Dies betrifft zunächst den Summanden $-Y^n_{R^B} G_{X^L}$ in der geschweiften Wertklammer des Landvermögens. Dieser bringt zum Ausdruck, daß eine Erhöhung der produktiven Landfläche und die entsprechende Verringerung der naturbelassenen Fläche die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource in Höhe von G_{X^L} mindert (Habitatfunktion naturbelassener Fläche). Dies mindert die Erntemöglichkeiten und daher gemäß aktueller Netto-Grenzproduktivität $Y^n_{R^B}$ die Produktionsmöglichkeiten. Der Gesamteffekt $-Y^n_{R^B} G_{X^L}$ mindert den konsumvermittelten Wertbestandteil der produktiven Landfläche, der schließlich mit der Grenzwohlfahrt des Konsums U_C zu multiplizieren ist.

In der geschweiften Wertklammer des biologischen Vermögens ist zunächst der konsumvermittelte Wertbestandteil einer kleinen Erhöhung des Bestandes X^B aufgeführt. Mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren ist einerseits der über einen Eigenbestandszuwachs zustandekommende Regenerationseffekt (G_{X^B}), multipliziert mit der aktuellen Netto-Grenzproduktivität

[28] Vgl. hierzu im einzelnen den Anhang 2.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

der biologischen Ressource ($Y^n_{R^B}$). Der Gesamteffekt beträgt $G_{X^B} Y^n_{R^B}$ und ist mit der Grenzwohlfahrt des Konsums (U_C) zu multiplizieren. Darüber hinaus umfaßt der konsumvermittelte Wert einer kleinen Bestandserhöhung der biologischen Ressource die auf der entsprechenden Entknappung beruhende Veränderung der Netto-Grenzproduktivität ($\dot{Y}^n_{R^B}$), wie oben ausführlich erläutert. Schließlich bringt die Grenzwohlfahrt des biologischen Ressourcenbestandes (U_{X^B}) in der geschweiften Klammer zum Ausdruck, daß eine kleine Erhöhung des Bestandes X^B die Wohlfahrt unmittelbar (d. h. nicht konsumvermittelt) steigert.

Hinsichtlich der empirischen Überprüfbarkeit der Gleichung (D.17) gilt analog das im Grundmodell zur Gleichung (D.8) Gesagte. In einer Welt vollkommener Märkte könnte die Ermittlung der in geschweiften Klammern dargestellten Wertkomponenten des Indikators auf der Grundlage beobachtbarer Marktpreise für produzierte Kapitalgüter, produktiv genutztes Land sowie Entnahmen aus dem biologischen Ressourcenbestand (etwa für den Produktionsfaktor 'Holz') erfolgen. Ist jedoch davon auszugehen, daß die Marktpreise aus einem oder mehreren der in Kap. VIII genannten Gründe verzerrt sind, so wäre die Berechnung des Indikators (D.17) mit Hilfe *korrigierter* Marktpreise vorzunehmen.

Insbesondere bei Vorliegen marktexterner Effekte der produktiven Nutzung der biologischen Ressource - z. B. bei einer Beeinträchtigung der Artenvielfalt in der Folge von Waldrodungen - bieten sich hierfür die bereits in Kapitel VIII angesprochenen Verfahren einer marktanalogen Ermittlung der marginalen Zahlungsbereitschaften für nicht marktfähige Leistungsströme des biologischen Ressourcenbestandes an.

Allerdings bringt Gleichung (D.17) über das im Rahmen des Grundmodells Gesagte hinaus einen Aspekt zum Vorschein, der bereits im sechsten Kapitel anläßlich der Kritik mehrdimensionaler Indikatorensysteme zur Sprache kam: Die Marktpreise sind auch dann von eingeschränkter Aussagefähigkeit, wenn die Marktakteure z. B. über ökologisch-ökonomische Interdependenzen (*interlinkages*) unvollständig informiert sind (vgl. Kap. VIII). In diesem Falle ist allein auf der Grundlage von Marktpreisen und ohne zusätzliche Ermittlung der relevanten 'Wirkungsmechanismen' zwischen ökonomischer und ökologischer Sphäre eine Nachhaltigkeitsaussage in der ersten Modellerweiterung nicht möglich.

Namentlich die Kenntnis des Effektes einer Verringerung der naturbelassenen Fläche (der Habitate) auf die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource (d. h. die Kenntnis der Größe G_{X^L}) sowie des Eigenbestandseffektes auf die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource (d. h. die Kenntnis der Größe G_{X^B}) wäre notwendige Voraussetzung, wollte man in der ersten Modellerweiterung eine Nachhaltigkeitsaussage treffen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Hiermit ist kein Problem der subjektiven Bewertung, sondern vielmehr ein naturwissenschaftliches Problem angesprochen. Wir verweisen in diesem Zusammenhang ausdrücklich auf das im sechsten Kapitel oben Gesagte: Die Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren wäre in der vorliegenden (gemessen an realen Gegebenheiten immer noch sehr 'spartanischen') Modellvariante allein auf der Grundlage der erfaßten 'Zustands-' und 'Belastungsgrößen'[29] nicht machbar. Vielmehr müßten 'Wirkungsgrößen' hinzutreten, die die Brücke zwischen Belastungs- und Zustandsgrößen schlagen könnten. Dies käme einer Ausweitung der Erhebungskategorien über das in Kap. III geschilderte 'Pressure-State-Response'-Schema gleich.

Im Rahmen einer erweiterten Modellvariante konnte somit gezeigt werden, daß im Vergleich zum Grundmodell die Struktur unseres Argumentes (d. h. die allgemeine Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4) unverändert bleibt, wenn der Komplexität realer Zusammenhänge schrittweise Rechnung getragen wird. Dies gilt auch für andere denkbare Erweiterungen des Modells, wie im nachfolgenden Kapitel X am Beispiel der Energienutzungs- und damit einhergehend der Schadstoffemissionsproblematik gezeigt wird.

X. Nachhaltige Energienutzung: Eine zweite Modellerweiterung

1. Modellspezifikationen

Die Einbeziehung der Problematik der *Energienutzung* wird im folgenden aufbauend auf den Modellen der Kapitel VIII und IX geleistet. Möglich ist dies infolge der Offenheit der dort entwickelten Modellkonzeption für die Berücksichtigung zusätzlicher und neuer Aspekte der Realität. In Form einer zweiten Modellerweiterung wird das von der Energienutzung ausgehende Problem der *Schadstoffemissionen* in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt. Dies wird auf folgende Art und Weise geschehen:

Die Zahl der ökologischen Vermögenskomponenten wird erweitert um

- den Bestand einer erschöpflichen Energieressource, z. B. eines fossilen Brennstoffes,
- die Qualität bzw. 'Reinheit' eines Umweltmediums, z. B. der Erdatmosphäre.

Die Interdependenzen zwischen ökonomischer und ökologischer Sphäre werden um folgende Aspekte erweitert:

---

[29] Reaktionsgrößen werden im zehnten Kapitel berücksichtigt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

- Die erschöpfliche Ressource (d. h. die Extraktion aus deren Bestand) wird als zusätzlicher Produktionsfaktor modelliert, der zuvor vernachlässigt worden war.
- Der Reinheit des betreffenden Umweltmediums wird ein unmittelbarer Wohlfahrtsbeitrag zugestanden.
- Die produktive Nutzung der erschöpflichen Ressource verursacht Schadstoffemissionen, die die Reinheit des Umweltmediums und daher unmittelbar die gesellschaftliche Wohlfahrt beeinträchtigen. Hierbei wird eine 'kritische Schadstoffbelastung' berücksichtigt, deren Erreichen oder Überschreiten menschliches Überleben unmöglich machen würde.
- Die Schadstoffemissionen beeinträchtigen die Regenerationsfähigkeit der bereits im Kapitel IX berücksichtigten biologischen Ressource (z. B. Schädigungen der Wälder durch sauren Regen) und beeinträchtigen daher mittelbar die gesellschaftliche Wohlfahrt.

Im folgenden wird diese zweite Modellerweiterung unter Bezugnahme auf die Modellvarianten der Kapitel VIII und IX formal repräsentiert. Als zusätzliche natürliche Vermögenskomponente wird der Bestand $X^E(\tau)$ einer erschöpflichen natürlichen Ressource - z. B. eines fossilen Brennstoffes - berücksichtigt. Die Extraktion $R^E(\tau)$ aus diesem Bestand wird als zusätzlicher Produktionsfaktor aufgefaßt. Daher wird die Produktionsfunktion (D.9) des Kapitels IX zu:

$$Y(\tau) = Y\left[K(\tau), R^E(\tau), R^B(\tau), L(\tau)\right]. \tag{D.18}$$

Der Produktionsprozeß basiert nunmehr auf dem Bestand anthropogener Kapitalgüter (K), der Extraktion des erschöpflichen natürlichen Produktionsfaktors (R^E), der Ernte des erneuerbaren natürlichen Produktionsfaktors (R^B) sowie dem Bestand produktiv genutzter Landfläche (L). Die Extraktion der erschöpflichen Ressource mindere deren Bestand in vollem Umfang und irreversibel. Der Bestand der erschöpflichen Ressource variiere daher im Zeitablauf gemäß:

$$\dot{X}^E(\tau) = -R^E(\tau). \tag{D.19}$$

Allerdings beeinträchtigt die Extraktion der erschöpflichen Ressource nicht allein ihren eigenen Bestand. Zusätzlich wird angenommen, daß die produktive Nutzung der erschöpflichen Ressource Schadstoffemissionen $W(\tau)$ verursacht. (Man denke wiederum an fossile Brennstoffe und die entsprechenden Verbrennungsrückstände). Der Zusammenhang zwischen Ressourceninput und Emissionen wird durch eine Funktion W abgebildet:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

$$W(\tau) = W\left[R^E(\tau)\right]. \tag{D.20}$$

Die Schadstoffemissionen können somit als Kuppelprodukt der Güterproduktion gemäß (D.18) aufgefaßt werden. Es wird angenommen, daß sie die Qualität eines homogenen Umweltmediums beeinträchtigen, z. B. der Erdatmosphäre. Mit diesem Umweltmedium ist eine weitere Vermögenskomponente in das Modell eingeführt. Die tatsächliche Qualität des Umweltmediums in einem Zeitpunkt τ wird abgebildet durch eine Bestandsgröße $X^M(\tau)$, wie dies Brock (1977) und Becker (1982) vorgeschlagen haben. Ferner wird die hypothetische maximale Reinheit des Umweltmediums bei Abwesenheit anthropogener Einflüsse mit $\overline{X}^M = \text{const.} > 0$ bezeichnet. Die Differenz $\overline{X}^M - X^M(\tau)$ wird als Schadstoffbestand in dem betreffenden Medium im Zeitpunkt τ interpretiert, wobei $X^M(\tau) \leq \overline{X}^M$ für alle τ gelte. Würde in einem beliebigen Zeitpunkt die Qualität $X^M(\tau) = 0$ erreicht, so korrespondierte dies offensichtlich mit einem Schadstoffbestand in Höhe von $\overline{X}^M$.

Wir nehmen im folgenden an, daß ein Qualitätsniveau $\underline{X}^M > 0$ des Umweltmediums existiere, dessen Erreichen oder gar Unterschreitung jedes menschliche Leben unmöglich machen müßte. Auf diese Weise wird - neben der kleinsten überlebensfähigen Population $\underline{X}^B$ der biologischen Ressource - ein weiterer 'kritischer Bestand' in das Modell einbezogen, durch den das Modell der Diskussion um sog. 'kritische Konzentrationen' (*critical levels*) bzw. 'kritische Eintragsraten' (*critical loads*) Rechnung trägt.[30]

Hinsichtlich der natürlichen Assimilationsfähigkeit wird vereinfachend angenommen, daß das betreffenden Umweltmedium vorhandene Schadstoffe mit einem konstanten Bruchteil μ absorbiere, wobei $0 < \mu < 1$ gelte. Darüber hinaus wird angenommen, daß die Gesellschaft den Schadstoffbestand durch Reinigungsaktivitäten $D(\tau)$ aktiv reduzieren kann.[31] Hiermit ist, wie oben bereits angekündigt, eine gesellschaftliche 'Reaktionsgröße' in das Modell eingeführt, wodurch das 'Pressure-State-Response'-Schema vervollständigt ist. Somit gelte für die Entwicklung der Qualität des betreffenden Umweltmediums im Zeitablauf:

$$\dot{X}^M(\tau) = \mu\left[\overline{X}^M - X^M(\tau)\right] + D(\tau) - W\left[R^E(\tau)\right]. \tag{D.21}$$

---

[30] Vgl. hierzu z. B. SRU (1994a, S. 103).

[31] Diese Annahme treffen z. B. Asako (1980) sowie Gradus/Smulders (1993). Im Falle solcher Schadstoffe, für die bislang keine Reinigungstechnologien existieren (z. B. CO_2), wäre die Größe D im Sinne von (vorsorgenden) Vermeidungsaktivitäten zu interpretieren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Gleichung (D.21) besagt, daß in einem beliebigen Zeitpunkt τ die Qualität $X^M(\tau)$ des betreffenden Umweltmediums durch die Absorption des Bruchteiles μ des aktuellen Schadstoffbestandes $\overline{X}^M - X^M(\tau)$ sowie durch die anthropogenen Reinigungsaktivitäten $D(\tau)$ positiv beeinflußt wird. Die durch die produktive Nutzung der erschöpflichen Ressource verursachten Schadstoffemissionen $W\left[R^E(\tau)\right]$ hingegen beeinträchtigen die Qualität des Umweltmediums.

Wir kommen nun zu der erneuerbaren natürlichen Ressource, die wie bereits in der ersten Modellerweiterung des neunten Kapitels als Vermögenskomponente berücksichtigt wird und deren Ernte $R^B(\tau)$ als produktiver Faktor in (D.18) fungiert. Bezüglich der Regenerationsfähigkeit $G(\tau)$ dieser Ressource wird die bereits aus Kapitel IX bekannte Annahme getroffen, daß diese vom Bestand $X^B(\tau)$ der erneuerbaren Ressource selbst sowie von der naturbelassenen Landfläche $X^L(\tau)$, die als Habitat fungiert, abhängt. Darüber hinaus wird nun jedoch angenommen, daß die Regenerationsfähigkeit durch die Qualität des oben eingeführten Umweltmediums, $X^M(\tau)$, beeinflußt wird.[32] So wird z. B. die Regenerationsfähigkeit von Wäldern durch Luftschadstoffe beeinträchtigt, die bei der produktiven Nutzung fossiler Brennstoffe freigesetzt und für den sauren Regen verantwortlich gemacht werden. Die natürliche Regenerationsfunktion (D.11) des Kapitels IX wird daher zu:

$$G(\tau) = G\left[X^B(\tau), X^M(\tau), X^L(\tau)\right]. \tag{D.22}$$

Damit sind die Modellerweiterungen, soweit sie die 'ökologische' Sphäre betreffen, formal dargestellt. Vor dem Hintergrund dieser Modellerweiterungen ist nun noch die Gleichung (D.13) des Kapitels IX, die die Akkumulation menschengemachten Kapitals beschreibt, zu ergänzen um die Kosten $Z^E\left[R^E(\tau)\right]$ der Extraktion des erschöpflichen natürlichen Produktionsfaktors sowie um die Kosten $Z^D\left[D(\tau)\right]$ der Schadstoffreduktionsaktivitäten. Dies führt zu:

$$\dot{K}(\tau) = Y(\tau) - C(\tau) - Z^E\left[R^E(\tau)\right] - Z^B\left[R^B(\tau)\right] - Z^L\left[R^L(\tau)\right] - Z^D\left[D(\tau)\right]. \tag{D.23}$$

Ferner erfolgt eine Modifikation der Annahmen über die gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion. Die Reinheit des Umweltmediums beeinflusse - neben ihrem mittelbaren Einfluß über die Regenerationsfunktion (D.22) - die gesellschaftliche Wohlfahrt unmittelbar. Das menschliche Wohlbefinden sei direkt abhängig z. B. von der Konzentration von Schwefeloxiden und Rußpartikeln in

[32] Vgl. zu dieser Annahme Tahvonen/Kuuluvainen (1991).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

der Atemluft. Die gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion (D.14) des Kapitels IX wird daher zu:

$$U(\tau) = U\left[C(\tau), X^{B}(\tau), X^{M}(\tau)\right]. \tag{D.24}$$

Schließlich sind die Nichtnegativitätsbedingungen (D.15) des Abschnitts IX.1 zu vervollständigen:

$$C(\tau), R^{E}(\tau), R^{B}(\tau), X^{E}(\tau), X^{B}(\tau), X^{L}(\tau), X^{M}(\tau), K(\tau), L(\tau), D(\tau) \geq 0, \forall \tau\,. \tag{D.25}$$

Alle übrigen Annahmen der Kapitel acht und neun bleiben unberührt.

Auch im Rahmen dieser zweiten Modellerweiterung werden im nachfolgenden Abschnitt X.2 die Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung im Sinne einer konstanten gesellschaftlichen Wohlfahrt im Zeitablauf analysiert.

2. Konkretisierung der allgemeinen Nachhaltigkeitsregel in der zweiten Modellerweiterung

In der zweiten Modellerweiterung konkretisiert sich die allgemeine Nachhaltigkeitsregel des Abschnitts V.4 in der folgenden zweistufigen Handlungsanweisung:

1. Priorität: Stelle stets sicher, daß weder der kritische Bestand der biologischen Ressource erreicht oder gar unterschritten, noch die kritische Schadstoffbelastung des Umweltmediums erreicht oder gar überschritten wird.

2. Priorität: Stelle stets sicher, daß die folgende Bedingung für die Bewahrung des gesellschaftlichen Vermögens gilt:

{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] des menschengemachten Kapitals

+{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der erschöpflichen Ressource

+{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der biologischen Ressource

+{gesellschaftlicher Wert} x [Bestandsveränderung] der produktiv genutzten Landfläche

+{gesellschaftlicher Wert} x ['Bestands'-Veränderung] der Qualität des Umweltmediums

=Null

Hierbei sind, wie bereits in den Modellvarianten der Kapitel VIII und IX, die genannten Interdependenzen zwischen ökonomischer und ökologischer Sphäre sowie innerhalb der ökologischen Sphäre vollständig und angemessen *in den*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Wertgrößen zu berücksichtigen. Hinsichtlich der Vermögenskomponenten 'Kapital', 'Land' sowie 'biologische Ressource' entsprechen die gesellschaftlichen Werte exakt den in der ersten Modellerweiterung (bzw. z. T. bereits im Grundmodell) erläuterten. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich daher auf die Beschreibung der Werte der beiden neu in das Modell aufgenommenen Vermögenskomponenten, nämlich der erschöpflichen Energieressource sowie des Umweltmediums.

- Der gesellschaftliche Wert der erschöpflichen Energieressource ist ausschließlich konsumvermittelt, da ihr Bestand annahmegemäß nicht unmittelbar zur gesellschaftlichen Wohlfahrt beiträgt. Im folgenden wird die Bewertung einer Minderung des erschöpflichen Ressourcenbestandes im Wege der Ressourcenextraktion vorgenommen, da eine Erhöhung per Annahme ausgeschlossen ist.[33] Dieser Wert umfaßt die Beeinflussung künftiger Produktionsmöglichkeiten im Zuge der Verknappung der erschöpflichen Ressource selbst. Denn die produktive Nutzung der Energieressource engt künftige Extraktionsspielräume ein und impliziert daher tendenziell einen Anstieg der (Brutto-)Grenzproduktivität des erschöpflichen Produktionsfaktors. Die letzte 'heute' extrahierte Ressourceneinheit birgt daher den Nachteil, an künftigen Produktivitätssteigerungen nicht teilzuhaben. Aus diesem Grunde ist eine Senkung des erschöpflichen Ressourcenbestandes um eben diese letzte extrahierte Einheit negativ zu bewerten. Der Umfang dieser negativen Bewertung bemißt sich nach der Höhe des Anstieges der Grenzproduktivität. Die Wertkomponente des erschöpflichen Ressourcenbestandes hat darüber hinaus auch den Einfluß einer Verknappung des erschöpflichen Produktionsfaktors auf die Extraktionsgrenzkosten zu berücksichtigen. Rückläufige Extraktionsmengen implizieren (unter der Annahme einer monoton wachsenden Extraktionskostenfunktion) abnehmende Extraktionsgrenzkosten. Auch hieran hat die letzte extrahierte Einheit nicht teil, auch dies schlägt daher in der Bewertung einer Minderung des erschöpflichen Ressourcenbestandes negativ zu Buche. Schließlich ist der Effekt einer Verknappung der erschöpflichen Ressource auf die Schadstoffemissionen einzubeziehen, denn die Netto-Grenzproduktivität umfaßt definitionsgemäß auch die notwendig werdenden Reinigungsaktivitäten. Der im Zuge der Verknappung tendenziell eintretende Rückgang der Extraktions- bzw. Ressourceninputmengen impliziert einen Rückgang der Emissionen und daher der 'Reinigungsnotwendigkeiten'. Unter der Annahme einer monoton wachsenden Reinigungskostenfunktion ist ein Rückgang der Reinigungsgrenzkosten die Folge, was in der Bewertung einer Minderung des erschöpflichen Ressourcenbestandes um eine kleine Einheit zu berücksichtigen ist.

---

[33] Zur Theorie erschöpflicher natürlicher Ressourcen vgl. z. B. Ströbele (1987); Endres/Querner (1993).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

- Eine marginale Verbesserung der Qualität des Umweltmediums (d. h. eine 'kleine' Erhöhung des Bestandes X^M) hat ebenfalls einen konsumvermittelten Wertbestandteil, der seinerseits aus mehreren Komponenten besteht. So ist einerseits zu berücksichtigen, daß die Verbesserung der Umweltqualität die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource beeinflußt. Ist dieser Einfluß positiv, so impliziert dies eine steigende Verfügbarkeit des biologischen Produktionsfaktors und daher einen potentiellen Produktionszuwachs, der die Konsummöglichkeiten ausweitet und damit die Wohlfahrt positiv berührt.

  Andererseits ist zu berücksichtigen, daß eine Verbesserung der Umweltqualität (d. h. eine Verminderung des Schadstoffbestandes) die natürliche Schadstoffassimilation in Höhe des Assimilationsfaktors μ mindert. Daher wären erhöhte menschliche Reinigungsaktivitäten erforderlich, um die Schadstoffreduzierung insgesamt aufzurechterhalten. Die erhöhten Reinigungsanstrengungen schlügen jedoch - in Höhe der Reinigungsgrenzkosten - konsummindernd zu Buche.

  Schließlich ist innerhalb des konsumvermittelten Wertbestandteiles der Qualität des Umweltmediums der Effekt einer Qualitätsverbesserung auf die künftigen Reinigungsgrenzkosten einzubeziehen. Eine Verbesserung der Umweltqualität senkt tendenziell die künftig erforderlichen Reinigungsanstrengungen. Sinken die Reinigungsgrenzkosten mit den Reinigungsaktivitäten, so birgt die letzte heute getätigte Reinigungseinheit den Nachteil, an dieser Kostenreduktion nicht teilzuhaben. Ähnlich wie oben im Falle der Landnahmegrenzkosten beschrieben stellen sinkende Reinigungsgrenzkosten daher tendenziell einen Anreiz dar, Reinigungsaktivitäten in die Zukunft zu verlagern. Aus diesem Grunde schlägt innerhalb des konsumvermittelten Wertbestandteiles der Umweltqualität diese Senkung der Reingungsgrenzkosten konsummindernd zu Buche.

  Der gesellschaftliche Wert der Qualität des Umweltmediums ist jedoch in der vorliegenden zweiten Modellerweiterung nicht *ausschließlich* konsumvermittelt. Neben den beschriebenen konsumvermittelten Wohlfahrtswirkungen ist zu berücksichtigen, daß eine Verbesserung der Umweltqualität *unmittelbar* die gesellschaftliche Wohlfahrt beeinflußt. Dieser Effekt, der durch die Grenzwohlfahrt der Umweltqualität zum Ausdruck gebracht wird, ist daher positiv in die Ermittlung des Wertes der Qualität des Umweltmediums einzubeziehen.

  Formal lautet die in erster Priorität genannte Vorschrift:

(D.26) $$X^B(\tau) > \underline{X}^B \ , \ \forall \tau \ ;$$

(D.27) $$X^M(\tau) > \underline{X}^M \ , \ \forall \tau \ .$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Gl. (D.26) untersagt - wie bereits die identische Gl. (D.16) in Kap. IX -, daß die kleinste überlebensfähige Population der biologischen Ressource jemals erreicht oder gar unterschritten wird. Gl. (D.27) verpflichtet darüber hinaus die Gesellschaft dazu, die Schadstoffbelastung des Umweltmediums stets unterhalb des 'intolerablen Schadstoffbestandes' zu halten.

Wiederum lassen sich auch die in zweiter Priorität genannten gesellschaftlichen Werte der involvierten Vermögenskomponenten auf der Grundlage der getroffenen Modellannahmen berechnen. Das Ergebnis ist die folgende Gleichung:[34]

$$
\begin{aligned}
(D.28)\quad & \left\{U_C Y_K\right\}\left[\dot{K}\right] && \text{anthropogenes Kapital}\\
& +\left\{U_C \dot{Y}^n_{R^E}\right\}\left[\dot{X}^E\right] && \text{erschöpfliche Ressource}\\
& +\left\{U_C\left(\dot{Y}^n_{R^B}+G_{X^B}Y^n_{R^B}\right)+U_{X^B}\right\}\left[\dot{X}^B\right] && \text{biologische Ressource}\\
& +\left\{U_C\left(Y_L+\dot{Z}^L_{R^L}-Y^n_{R^B}G_{X^L}\right)\right\}\left[\dot{L}\right] && \text{produktives Land}\\
& +\left\{U_C\left(\dot{Z}^D_D-\mu Z^D_D+Y^n_{R^B}G_{X^M}\right)+U_{X^M}\right\}\left[\dot{X}^M\right]=0\,,\ \forall\tau\,. && \text{Umweltmedium}
\end{aligned}
$$

Erst wenn die Einhaltung der Gleichungen (D.26) und (D.27) sichergestellt ist, kommt in der zweiten Priorität Gleichung (D.28) zur Anwendung. Sie konkretisiert die obige verbale Saldierungsvorschrift. Auch hier sind wiederum die gesellschaftlichen Werte der einzelnen Vermögenskomponenten in geschweiften Klammern, deren Bestandsveränderungen in eckigen Klammern dargestellt.

Hinsichtlich der erschöpflichen natürlichen Ressource sei hierbei deren Netto-Grenzproduktivität definiert als $Y^n_{R^E} := Y_{R^E} - Z^E_{R^E} - Z^D_D W_{R^E}$. Hierdurch wird die Brutto-Grenzproduktivität Y_{R^E} des Extraktionsstromes R^E korrigiert um die Grenzkosten der Extraktion, $Z^E_{R^E}$, sowie um die marginalen Kosten $Z^D_D W_{R^E}$, die anfielen, würden die marginal durch die Nutzung der Extraktionsmenge R^E im Produktionsprozeß verursachten Emissionen augenblicklich und vollständig 'gereinigt'. Dies bedeutet, daß sämtliche oben beschriebenen Effekte einer Minderung des erschöpflichen Ressourcenbestandes in der Größe $\dot{Y}^n_{R^E}$ zusammengefaßt sind, die mit der Grenzwohlfahrt des Konsums zu multiplizieren ist, um den konsumvermittelten Wert einer Minderung des Bestandes X^E zu ermitteln.

Der konsumvermittelte Wertbestandteil einer marginalen Verbesserung der Qualität des Umweltmediums ist in der entsprechenden geschweiften Klammer durch das Produkt $U_C \cdot (...)$ repräsentiert. Zunächst erscheint in der runden Klammer der oben beschriebene Effekt auf die künftigen Reinigungsgrenzko-

[34] Vgl. zu den Berechnungen im einzelnen den Anhang 3.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

sten ($\dot{Z}_D^D$), im Anschluß daran ist der Anstieg der Reinigungsnotwendigkeiten aufgeführt, der durch den Rückgang der 'natürlichen Schadstoffassimilation' hervorgerufen wird. Schließlich erscheint der Effekt einer verbesserten Umweltqualität auf die Regenerationsfähigkeit des biologischen Produktionsfaktors (G_{x^M}), der zu dessen Netto-Grenzproduktivität ($Y_{R^B}^n$) bewertet wird, um anschließend wie alle anderen konsumvermittelten Wertbestandteile mit der Grenzwohlfahrt des Konsums multipliziert zu werden. Der letzte Summand U_{x^M} in der geschweiften Klammer stellt den o. g. nicht konsumvermittelten Wert einer kleinen Verbesserung der Umweltqualität dar.

Bezüglich der empirischen Überprüfbarkeit der Saldierungsvorschrift (D.28) ist, wie bereits in den Kap. VIII und IX erläutert, auf den ggf. aus verschiedenen Gründen verzerrten Charakter der Marktpreise für menschengemachte Kapitalgüter, für erschöpfliche bzw. erneuerbare natürliche Produktionsfaktoren sowie für produktives Land hinzuweisen. Hier ergibt sich möglicherweise die Notwendigkeit einer Korrektur der Marktpreise zur Berechnung der Indikatorkomponente (D.28). Im Falle des Umweltmediums ist es sogar plausibel anzunehmen, daß bei dessen Bewertung aufgrund der Kollektivgutproblematik überhaupt nicht auf beobachtbare Marktpreise zurückgegriffen werden kann. Die Bewertung einer Veränderung der Umweltmedienqualität hätte daher *ausschließlich* auf der Basis marktanaloger Bewertungsverfahren zu erfolgen.

Wie bereits in der ersten Modellerweiterung ist schließlich darauf hinzuweisen, daß auch im vorliegenden Modellkontext eine Nachhaltigkeitsaussage die naturwissenschaftliche Kenntnis bestimmter 'Wirkungszusammenhänge' (*interlinkages*) voraussetzt. Ist diese bei den Marktakteuren nicht gegeben, so führt auch dies zu Verzerrungen der Marktpreise (vgl. Kap. VIII). Neben den in Kap. IX bereits genannten Wirkungszusammenhängen (G_{x^B}, G_{x^L}) wäre insbesondere zu ermitteln, welchen Einfluß die Qualität des betrachteten Umweltmediums auf die Regenerationsfähigkeit der biologischen Ressource hat. Dieser Einfluß entspräche dem Term G_{x^M} in Gl. (D.28). Ferner wäre für den betrachteten Schadstoff zu prüfen, ob ein 'radioaktiver Zerfall' des Schadstoffbestandes mit einer Rate μ eine realistische Vorstellung ist. Gegebenenfalls wäre bei abweichenden Ergebnissen das Modell entsprechend zu modifizieren. Und schließlich wäre der Zusammenhang zwischen erschöpflichem Ressourcenverbrauch in der Produktion und Schadstoffemissionen (W_{R^E}) zu klären.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

E. Abschließende Bemerkungen

Die vorliegende Studie intendierte keine erschöpfende Behandlung der Problematik von 'Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung'. Vielmehr sollte ein Beitrag zur ökonomischen Fundierung der künftigen theoretischen und empirischen Bearbeitung dieser Thematik geleistet werden. Hierbei wurden zwei Gesichtspunkte in den Vordergrund gestellt, die bereits im jetzigen Forschungsstadium von unmittelbarer politischer Relevanz sind:

Erstens entsprechen die in den modelltheoretischen Ausführungen unter dem Stichwort des 'kritischen Naturkapitals' diskutierten Aspekte einer Einbeziehung der Vorstellung der "ökologische[n] Leitplanken"[1] in die wirtschaftstheoretische Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeitsproblematik. Der mit ihrer Hilfe zu markierende 'ökologische Korridor', so die hier vertretene Auffassung, definiert die Spielräume und Grenzen des wirtschaftlichen Entwicklungsprozesses. Auf diese Weise regt das oben diskutierte Modell einen wissenschaftlich begleiteten und letztlich staatliche Entscheidungen vorbereitenden gesellschaftlichen Diskurs darüber an, welche Naturverluste als nicht kompensierbar zu betrachten und daher unbedingt zu vermeiden sind.

Es ist zweitens zentral, daß die vorliegende Studie der Konzeption der ökologischen Leitplanken zwar Rechnung trägt, jedoch wesentlich darüber hinausgeht: Die bloße Einhaltung des ökologischen Korridors ist notwendig, aber nicht hinreichend für eine nachhaltige Entwicklung. Es ist unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten nämlich keineswegs gleichgültig, was *innerhalb* des Korridors geschieht. Vielmehr ist aus den modelltheoretischen Überlegungen zusätzlich eine Regel für die Verwendung des Sozialproduktes ableitbar: "Konsumiere unter keinen Umständen soviel, daß die aggregierten Nettoinvestitionen negativ werden!" Erst die simultane Berücksichtigung der durch den ökologischen Korridor markierten Grenzen *und* letzterer Regel ist hinreichend für eine nachhaltige Entwicklung. Hierbei ist insbesondere zu beachten, daß innerhalb des ökologischen Korridors jeder Naturvermögensverbrauch *wertäquivalent* ersetzt werden muß. In diesem Zusammenhang kann auf die bekannten Verfahren zur monetären Bewertung von Umweltgütern bzw. -schä-

[1] BUND/Misereor (1996, S. 26).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

den zurückgegriffen werden.[2] Zwar sind diese keineswegs unproblematisch, dies gilt jedoch nicht minder für alternative Vorschläge zur Handhabung der Aggregationsproblematik wie etwa den sog. 'Rates-to-Goals-Ansatz'.[3]

Als Ersatz für etwaige Reduzierungen einzelner Naturvermögenskomponenten kommen sowohl menschengemachte Kapitalgüter als auch grundsätzlich andere natürliche Güter in Frage. Indem unsere modelltheoretischen Ausführungen - über den Gesichtspunkt des ökologischen Korridors hinaus - diesen zweiten Aspekt betonen, regen sie eine *quantitative* Wertediskussion an. Diese dient dem Ziel, die politisch relevante aber bislang kaum operationalisierte Frage, ob wir 'vom Kapital leben', überprüfbar und einer rationaleren Diskussion zugänglich zu machen. Sollte sich zeigen, daß diese Frage gegenwärtig mit 'ja' beantwortet werden muß, bieten die Ergebnisse der Wertediskussion ein Informationssystem, das es erlaubt, die (innerhalb des ökologischen Korridors) eingetretenen Fehlentwicklungen zu korrigieren.

[2] Vgl. hierzu z. B. Freeman (1993); Ewers/Rennings (1996); Endres/Holm-Müller (1997).

[3] Vgl. hierzu z. B. Cansier/Richter (1995b); Cansier (1996a, S. 307f.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Anhang 1
Analyse des Grundmodells des Kap. VIII

Im folgenden wird die Saldierungsvorschrift (D.8) des Grundmodells hergeleitet. Hierzu wird zunächst auf der Grundlage eines intertemporalen Optimierungsproblems eine modifizierte Solow-Stiglitz-Bedingung für eine intertemporal effiziente Nutzung der natürlichen Ressource 'Land' berechnet. Der gesellschaftliche Planungshorizont umfasse T Perioden ausgehend von einer Periode $\tau = 0$. Gegeben seien die Anfangsbedingungen

(A1.1) $\quad K(\tau = 0) = K^0 > 0\,,\ L(\tau = 0) = L^0 > 0\,,\ X^L(\tau = 0) = X^{L0} > 0\,.$

Ein gesellschaftlicher Planer diskontiere zukünftige Ereignisse mit einer periodischen Rate $r > 0$ und löse daher das Problem

(A1.2) $$\max_{C,R^L,K,L} \sum_{\tau=0}^{T} (1+r)^{-\tau} U(\tau)$$

unter den Nebenbedingungen (D.1) bis (D.7) sowie (A1.1). Die Lösung dieses Problems gelingt mit Hilfe der Lagrange-Funktion

(A1.3) $$\mathcal{L} = \sum_{\tau=0}^{T} (1+r)^{-\tau} U\left[C(\tau), \overline{X}^L - L(\tau)\right]$$
$$+\sum_{\tau=0}^{T} \lambda^K(\tau)\left\{Y\left[K(\tau), L(\tau)\right] - C(\tau) - Z^L\left[R^L(\tau)\right] - K(\tau+1) + K(\tau)\right\}$$
$$+\sum_{\tau=0}^{T} \lambda^L(\tau)\left[R^L(\tau) - L(\tau+1) + L(\tau)\right],$$

wobei $\lambda^K(\tau)$ und $\lambda^L(\tau)$ die auf $\tau = 0$ abdiskontierten Lagrange-Multiplikatoren der Bestände $K(\tau)$ bzw. $L(\tau)$ repräsentieren. Die Nichtnegativitätsbedingungen bezüglich C, K und L aus (D.7) sind nicht explizit aufgeführt, da wir uns im folgenden auf die Beschreibung innerer Lösungen beschränken. Die notwendigen Bedingungen für eine innere Lösung lauten:

(A1.4) $$0 = \mathcal{L}_{C(\tau)} = (1+r)^{-\tau} U_C(\tau) - \lambda^K(\tau)\,,\ \forall \tau \in [0, T]\,;$$

(A1.5) $$0 = \mathcal{L}_{R^L(\tau)} = -\lambda^K(\tau) Z^L_{R^L}(\tau) + \lambda^L(\tau)\,,\ \forall \tau \in [0, T]\,;$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A1.6) $$0 = \mathcal{L}_{K(\tau)} = \lambda^K(\tau) Y_K(\tau) + \lambda^K(\tau) - \lambda^K(\tau - 1), \quad \forall \tau \in [0, T];$$

(A1.7) $$0 = \mathcal{L}_{L(\tau)} = -(1+r)^{-\tau} U_{X^L}(\tau) + \lambda^K(\tau) Y_L(\tau) + \lambda^L(\tau) - \lambda^L(\tau - 1), \quad \forall \tau \in [0, T]$$

Aus (A1.6) folgt:

(A1.8) $$\frac{\lambda^K(\tau)}{\lambda^K(\tau+1)} = 1 + Y_K(\tau+1).$$

(A1.5) impliziert für zwei aufeinanderfolgende Perioden τ und $\tau+1$ mit (A1.4) und (A1.7):

(A1.9) $$\frac{\lambda^K(\tau)}{\lambda^K(\tau+1)} = \frac{Z^L_{R^L}(\tau+1)}{Z^L_{R^L}(\tau)} + \frac{Y_L(\tau+1)}{Z^L_{R^L}(\tau)} - \frac{U_{X^L}(\tau+1)}{U_C(\tau+1) Z^L_{R^L}(\tau)}.$$

Durch Gleichsetzen von (A1.8) und (A1.9) resultiert nach wenigen Umformungen:

(A1.10) $$\frac{Y_L(\tau+1)}{Z^L_{R^L}(\tau)} + \frac{Z^L_{R^L}(\tau+1) - Z^L_{R^L}(\tau)}{Z^L_{R^L}(\tau)} - \frac{U_{X^L}(\tau+1)}{U_C(\tau+1) \cdot Z^L_{R^L}(\tau)} = Y_K(\tau+1).$$

Gleichung (A1.10) repräsentiert eine modifizierte Solow-Stiglitz-Bedingung. Diese ist als Bedingung für eine intertemporal effiziente Landnutzung zu interpretieren. Sie fordert die Angleichung der periodischen 'Verzinsungen' zweier unterschiedlicher Investitionsformen, namentlich der Investitionen in anthropogene Kapitalgüter und der Investitionen in produktiv genutzte Landfläche. Denn würden die Verzinsungen beider Investitionsformen voneinander abweichen, so wäre es lohnend (d. h. effizienzsteigernd), das Gesamtinvestitionsvolumen in Richtung der höherverzinslichen Investitionsform umzuverteilen. Auf der rechten Seite der Gl. (A1.10) findet sich offensichtlich die Verzinsung einer Investition in anthropogene Kapitalgüter in Gestalt des marginal erzielbaren Produktionszuwachses. Auf der linken Seite erscheint die - weitaus vielschichtigere - Verzinsung einer Land-Investition. Hierbei stellen die ersten beiden Summanden die Verzinsung einer Land-Investition unter *produktiven* (und daher mittelbar konsumptiven) Aspekten dar. Der erste Summand setzt den durch eine Landnahme $R^L(\tau)$ marginal erzielbaren Produktionszuwachs, $Y_L(\tau+1)$, ins Verhältnis zu der Grenzkosten der Landnahme, $Z^L_{R^L}(\tau)$. Diesem Verhältnis wird in Gestalt des zweiten Summanden die Wachstumsrate der Grenzkosten einer Landnahme zwischen den Perioden τ und $\tau+1$ hinzuaddiert. Auf diese Weise wird dem Umstand Rechnung getragen, daß die Landnahme der Gegenwart die künftigen Grenzkosten der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Landnahme beeinflußt, wie anhand eines Beispieles erläutert werden soll: Eine positive Landnahme in Periode τ verengt, da die naturbelassene Fläche verringert wird, den Spielraum für künftige positive Landnahmen und muß daher tendenziell einen Rückgang künftiger positiver Landnahmen nach sich ziehen. Geht man von der Annahme mit der Landnahme steigender Grenzkosten $Z^L_{R^L}$ aus, so impliziert dies einen Rückgang der Grenzkosten künftiger Landnahmen. Der (im geschilderten Beispiel negative) zweite Summand auf der linken Seite der Gleichung (A1.10) bringt somit zum Ausdruck, daß die 'letzte' in τ zu produktiven Zwecken erschlossene Landeinheit in der Folgeperiode zu geringeren Grenzkosten verfügbar wäre. Deshalb *mindert* im vorliegenden Beispiel der zweite Summand auf der linken Seite der Gleichung (A1.10) die produktive Verzinsung einer Land-Investition: Die im Zuge der Verknappung naturbelassener Fläche *de facto* sinkenden Grenzkosten der Landnahme stellen tendenziell einen Anreiz dar, Investitionen in produktiv genutzte Fläche in die Zukunft zu verlagern.

Über die genannten produktiven (und daher mittelbar konsumptiven) Aspekte hinaus reflektiert der dritte Summand auf der linken Seite der Gleichung (A1.10) die Annahme, daß die natürliche Ressource Land nicht *ausschließlich* von produktivem Wert ist, sondern - in naturbelassenem Zustand - neben dem Konsum produzierter Güter einen *unmittelbaren* Wohlfahrtseffekt hat. Daher ist die oben im Detail erläuterte produktive Verzinsung einer Land-Investition zu mindern um den unmittelbaren Wohlfahrtsverlust, der auf der Reduzierung der naturbelassenen Fläche beruht. Dieser Wohlfahrtsverlust wird durch den Term $-U_{X^L}(\tau+1)$ zum Ausdruck gebracht, der in Gl. (A1.10) ins Verhältnis gesetzt ist zu den Grenzkosten der Landnahme, $Z^L_{R^L}$. Letztere werden ihrerseits gewichtet mit der Grenzwohlfahrt des Konsums, $U_C(\tau+1)$.

Gemeinsam mit der Solow-Stiglitz-Bedingung (A1.10) ist im Grundmodell eine modifizierte Hartwick-Regel hinreichend für eine im Zeitablauf konstante Wohlfahrt und daher für eine nachhaltige Entwicklung. In ihrer allgemeinen Formulierung schreibt die Hartwick-Regel vor, die laufenden (d. h. hier: periodischen) Renten (d. h. produktiven Erträge) aus den Bestandsrückgängen natürlicher Ressourcen in anthropogene Kapitalgüter zu reinvestieren.[1] Dies bedeutet im Kontext des Grundmodells des Kapitels VIII:

$$\text{(A1.11)} \qquad K(\tau+1)-K(\tau) = -Z^L_{R^L}(\tau)\cdot R^L(\tau).$$

Auf der linken Seite der Gleichung (A1.11) sind die Investitionen in anthropogenes Kapital aufgeführt. Auf der rechten Seite erscheint die Bestandsveränderung $\dot{X}^L = -R^L$ der natürlichen Ressource 'unberührte Landschaft'. In

[1] Vgl. Hartwick (1978, S. 85).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Gl. (A1.11) berücksichtigen wir darüber hinaus den Umstand, daß die periodischen produktiven Erträge einer Verringerung der naturbelassenen Fläche im Umfange $-R^L(\tau)$ tatsächlich *negativ* sind (mit $Z^L_{R^L} > 0$ ist im Falle einer Reduzierung der naturbelassenen Fläche die rechte Seite der Gleichung negativ). Denn in der Periode τ schlagen *allein* die Landnahmekosten zu Buche, und diese *mindern* das Netto-Produktionsergebnis. Ein positiver Beitrag der Landnahme zur Produktion fällt erst in Periode $\tau+1$ an. Ab $\tau+1$ jedoch erhöht die Landnahme der Periode τ die produktive Landfläche *dauerhaft*. Daher kann - und dies ist die wesentliche Aussage der Gl. (A1.11) - im Falle einer Verringerung der naturbelassenen Fläche (und der entsprechenden Ausweitung der produktiv genutzten Fläche) der anthropogene Kapitalbestand *verringert* werden, ohne die Produktionsmöglichkeiten zu beeinträchtigen. Umgekehrt könnte im Falle einer positiven Investition in anthropogenes Kapital ein Teil der bislang produktiv genutzten Landfläche *renaturiert* werden (d. h. $R^L < 0$), ohne daß das künftige Sozialprodukt sänke.

Im folgenden wird gezeigt, daß die Solow-Stiglitz-Bedingung (A1.10) und die Hartwick-Regel (A1.11) gemeinsam hinreichend für eine näherungsweise konstante Wohlfahrt in zwei aufeinanderfolgenden Perioden τ und $\tau+1$ sind. Zunächst gilt mit (D.6) für zwei aufeinanderfolgende Perioden τ und $\tau+1$ approximativ:

$$U(\tau+1)-U(\tau)=U_C(\tau+1)\left[C(\tau+1)-C(\tau)\right]+U_{X^L}(\tau+1)\left[X^L(\tau+1)-X^L(\tau)\right].$$

Mit (D.1), (D.3) und (D.5) folgt wiederum approximativ:

$$\begin{aligned}U(\tau+1)-U(\tau)&=-U_{X^L}(\tau+1)R^L(\tau)\\ +U_C(\tau+1)\Big\{&Y(\tau)+Y_K(\tau+1)\left[K(\tau+1)-K(\tau)\right]+Y_L(\tau+1)\left[L(\tau+1)-L(\tau)\right]\\ &-K(\tau+2)+K(\tau+1)-Z^L_{R^L}(\tau+1)\left[R^L(\tau+1)-R^L(\tau)\right]\\ &-Y(\tau)+K(\tau+1)-K(\tau)\Big\}.\end{aligned}$$

Mit (D.3) und der modifizierten Hartwick-Regel (A1.11) folgt nach einigen Umformungen:

$$\begin{aligned}&U(\tau+1)-U(\tau)=\\ -U_C(\tau+1)Z^L_{R^L}(\tau)R^L(\tau)\Bigg[&Y_K(\tau+1)-\frac{Y_L(\tau+1)}{Z^L_{R^L}(\tau)}+\frac{U_{X^L}(\tau+1)}{U_C(\tau+1)Z^L_{R^L}(\tau)}\\ &-\frac{Z^L_{R^L}(\tau+1)-Z^L_{R^L}(\tau)}{Z^L_{R^L}(\tau)}\Bigg].\end{aligned}$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Sofern (A1.10) erfüllt ist, nimmt die eckige Klammer den Wert Null an, und es gilt $U(\tau+1) - U(\tau) = 0$.

Damit ist gezeigt, daß die Solow-Stiglitz-Bedingung (A1.10) und die Hartwick-Regel (A1.11) im Kontext des Grundmodells gemeinsam hinreichend für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung sind. Gemeinsam implizieren sie darüber hinaus die Saldierungsvorschrift (D.8) des achten Kapitels, was sich mit (D.3) durch Einsetzen von (A1.10) in (A1.11) überprüfen läßt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Anhang 2
Analyse der ersten Modellerweiterung des Kap. IX

In Analogie zur Analyse des Grundmodells wird im folgenden die Saldierungsvorschrift (D.17) des neunten Kapitels hergeleitet. Zunächst werden wiederum die Solow-Stiglitz-Bedingungen für eine intertemporal effiziente Nutzung der natürlichen Ressource 'Land' sowie der erneuerbaren natürlichen Ressource auf der Grundlage eines intertemporalen Optimierungsproblems berechnet.

Ein sozialer Planer mit einem unendlichen Zeithorizont beginnend mit $\tau = 0$ stehe vor der Ausgangssituation

$$\text{(A2.1)} \qquad \begin{aligned} K(\tau = 0) = K^0 > 0\,,\ X^B(\tau = 0) = X^{B0} > \underline{X}^B\,, \\ L(\tau = 0) = L^0 > 0\,,\ X^L(\tau = 0) = X^{L0} > 0\,. \end{aligned}$$

Der Planer löse das Problem

$$\text{(A2.2)} \qquad \max \int_{\tau=0}^{\infty} e^{-\delta\tau} U(\tau)\, d\tau$$

unter den Nebenbedingungen (D.2), (D.4), (D.9) bis (D.15) und (A2.1), wobei $\delta > 0$ die soziale Diskontrate repräsentiere. Unter Vernachlässigung der Zeitvariablen kann die momentanwertige Hamilton-Funktion formuliert werden als

$$\text{(A2.3)} \qquad \begin{aligned} \tilde{H} = U(C, X^B) + \lambda^K \left[Y(K, R^B, L) - C - Z^B(R^B) - Z^L(R^L) \right], \\ + \lambda^B \left[G\left(X^B, \overline{X}^L - L\right) - R^B \right] + \lambda^L R^L \end{aligned}$$

wobei die Nichtnegativitätsbedingungen aus (D.15) nicht explizit berücksichtigt sind, da wir unsere Aufmerksamkeit auf innere Lösungen beschränken wollen. In Gl. (A2.3) repräsentieren λ^K, λ^B und λ^L die momentanwertigen Kozustandsvariablen der Bestände K, X^B und L. Die notwendigen Bedingungen für eine innere Lösung von (A2.2) lauten, neben (D.10), (D.12) und (D.13), mit (A2.3):

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A2.4) $$0 = \tilde{H}_C = U_C - \lambda^K \ , \ \forall \tau \geq 0 ;$$

(A2.5) $$0 = \tilde{H}_{R^B} = \lambda^K Y_{R^B} - \lambda^K Z^B_{R^B} - \lambda^B \ , \ \forall \tau \geq 0 ;$$

(A2.6) $$0 = \tilde{H}_{R^L} = -\lambda^K Z^L_{R^L} + \lambda^L \ , \ \forall \tau \geq 0 ;$$

(A2.7) $$\dot{\lambda}^K = -\tilde{H}_K + \delta\lambda^K = \left(\delta - Y_K\right)\lambda^K \ , \ \forall \tau \geq 0 ;$$

(A2.8) $$\dot{\lambda}^B = -\tilde{H}_{X^B} + \delta\lambda^B = \left(\delta - G_{X^B}\right)\lambda^B - U_{X^B} \ , \ \forall \tau \geq 0 ;$$

(A2.9) $$\dot{\lambda}^L = -\tilde{H}_L + \delta\lambda^L = \delta\lambda^L - \lambda^K Y_L + \lambda^B G_{X^L} \ , \ \forall \tau \geq 0 .$$

Mit Hilfe der Bedingungen (A2.4) bis (A2.9) können nun die Bedingungen für eine intertemporal effiziente Nutzung der erneuerbaren natürlichen Ressource sowie der Ressource Land hergeleitet werden. Zunächst folgt aus (A2.4) und (A2.7)

(A2.10) $$\delta = \hat{U}_C + Y_K .$$

Hierbei ist, wie stets im folgenden, die Wachstumsrate einer beliebigen Variablen x definiert als $\hat{x} := \dot{x} / x$. Gl. (A2.10) entspricht Ramsey's (1928) Regel für optimales Wachstum. Ihre Implikationen für eine intertemporal effiziente Nutzung der beiden natürlichen Ressourcen werden im folgenden untersucht.

Erneuerbare Ressourcen. Aus (A2.5) folgt mit (A2.4) und der Definition der Netto-Grenzproduktivität $Y^n_{R^B} := Y_{R^B} - Z^B_{R^B}$ der erneuerbaren Ressource: $\lambda^B = U_C Y^n_{R^B}$. Eingesetzt in (A2.8) liefert dies:

(A2.11) $$\delta = \hat{U}_C + \hat{Y}^n_{R^B} + G_{X^B} + \frac{U_{X^B}}{U_C Y^n_{R^B}} .$$

Durch Gleichsetzen von (A2.10) und (A2.11) resultiert:

(A2.12) $$\hat{Y}^n_{R^B} + G_{X^B} + \frac{U_{X^B}}{U_C Y^n_{R^B}} = Y_K .$$

Land. Hinsichtlich der Ressource Land impliziert (A2.6) mit (A2.4): $\lambda^L = U_C Z^L_{R^L}$. Eingesetzt in (A2.9) erhält man (A2.4) und (A2.5) sowie der Definition der Netto-Grenzproduktivität der erneuerbaren Ressource:

(A2.13) $$\delta = \hat{U}_C + \hat{Z}^L_{R^L} + \frac{Y_L}{Z^L_{R^L}} - \frac{Y^n_{R^B} G_{X^L}}{Z^L_{R^L}} .$$

Gleichsetzen von (A2.10) und (A2.13) führt zu:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

$$\frac{Y_L}{Z^L_{R^L}} + \hat{Z}^L_{R^L} - \frac{Y^n_{R^B} G_{X^L}}{Z^L_{R^L}} = Y_K \,. \tag{A2.14}$$

In der erweiterten Modellvariante des neunten Kapitels sind mit (A2.12) und (A2.14) *zwei* Effizienzbedingungen zu beachten, da zwei natürliche Ressourcen involviert sind. Im Grundmodell resultierte mit (A1.10) nur eine Effizienzbedingung, da Land als einzige natürliche Ressource berücksichtigt wurde. Im erweiterten Modell repräsentiert (A2.12) die Bedingung für eine intertemporal effiziente Nutzung der erneuerbaren Ressource, während (A2.14) die Effizienzbedingung für die Landressource darstellt.

Die Interpretation der Gleichungen (A2.12) und (A2.14) entspricht grundsätzlich der Interpretation der Gleichungen (A1.10) im Grundmodell: Gl. (A2.12) thematisiert die Entscheidung zwischen Investitionen in anthropogenes Kapital K und Investitionen in den Bestand der erneuerbaren Ressource. Gl. (A2.14) dient der Angleichung der Erträge aus Investionen in K bzw. in produktive Landfläche L.

Interessant ist ein Vergleich der Gl. (A1.10) des Grundmodells mit der Gl. (A2.14) der erweiterten Modellvariante. Dieser manifestiert sich in den jeweils letzten Summanden der linken Gleichungsseite. In (A1.10) kommt im Zähler mit dem Term U_{X^L} zum Ausdruck, daß im Grundmodell die naturbelassene Landfläche *selbst* unmittelbar zur Wohlfahrt beitrug. Der entsprechende Summand in (A2.14) hingegen ist Ausfluß der Annahme, daß im erweiterten Modell die naturbelassene Fläche nur einen *indirekten* Wohlfahrtseffekt über die Beeinflussung der Regeneration der erneuerbaren Ressource hat. (Daher rührt der Faktor G_{X^L} im Zähler).

Gl. (A2.12) enthält nun den unmittelbaren Wohlfahrtsbeitrag des erneuerbaren Ressourcenbestandes (in Gestalt des Faktors U_{X^B} im letzten Summanden auf der linken Seite). Ferner müssen bei der 'angemessenen Bewertung' der Veränderung des Bestandes X^B deren Rückwirkungen auf die Regenerationsfähigkeit beachtet werden (vgl. den zweiten Summanden auf der linken Seite von (A2.12)).

In Analogie zur Analyse des Grundmodells ist nun in einem zweiten Schritt nachzuweisen, daß unter der Voraussetzung intertemporaler Effizienz gemäß (A2.12) und (A2.14) sowie der Einhaltung von (D.16) die Beachtung der modifizierten Hartwick-Regel

$$\dot{K} = Y^n_{R^B}\left[R^B - G\left(X^B, \overline{X}^L - L\right)\right] - Z^L_{R^L} R^L \tag{A2.15}$$

eine konstante Wohlfahrt im Zeitablauf gewährleistet. Hierzu erhält man durch Differentiation von (D.14) und (D.13) nach der Zeit:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A2.16) $$\dot{U} = U_C \dot{C} + U_{X^B} \dot{X}^B ;$$

(A2.17) $$\dot{C} = \dot{Y} - \ddot{K} - Z^B_{R^B} \dot{R}^B - Z^L_{R^L} \dot{R}^L .$$

Aus (D.9) folgt mit (D.10) bis (D.12) und (A2.15):

(A2.18) $$\dot{Y} = -Y_K Y^n_{R^B} \dot{X}^B - Y_K Z^L_{R^L} R^L + Y_{R^B} \dot{R}^B + Y_L R^L .$$

Ferner ergibt Differentiation von (A2.15) nach der Zeit mit (D.10) bis (D.12):

(A2.19) $$\ddot{K} = -\dot{Y}^n_{R^B} \dot{X}^B + Y^n_{R^B} \dot{R}^B - Y^n_{R^B} G_{X^B} \dot{X}^B + Y^n_{R^B} G_{X^L} R^L - \dot{Z}^L_{R^L} R^L - Z^L_{R^L} \dot{R}^L .$$

Durch Einsetzen von (A2.17), (A2.18) und (A2.19) in (A2.16) resultiert nach einigen Umformungen:

(A2.20)
$$\begin{aligned} \dot{U} = {} & U_C \dot{R}^B \left(Y_{R^B} - Z^B_{R^B} - Y^n_{R^B} \right) \\ & - U_C Y^n_{R^B} \dot{X}^B \left(Y_K - G_{X^B} - U_{X^B} / U_C Y^n_{R^B} - \hat{Y}^n_{R^B} \right) \\ & - U_C Z^L_{R^L} R^L \left(Y_K - Y_L / Z^L_{R^L} + Y^n_{R^B} G_{X^L} / Z^L_{R^L} - \hat{Z}^L_{R^L} \right) . \end{aligned}$$

Auf der rechten Seite der Gleichung (A2.20) summiert sich der Term in der ersten Klammer definitionsgemäß zu Null. Ferner nehmen, sofern die Effizienzbedingungen (A2.12) und (A2.14) erfüllt sind, auch die zweite und dritte Klammer den Wert Null an und es gilt $\dot{U} = 0$.

Somit ist auch in der ersten Modellerweiterung gezeigt, daß die Solow-Stiglitz-Bedingungen (A2.12) und (A2.14) gemeinsam mit der Hartwick-Regel (A2.15) hinreichend für eine nachhaltige Entwicklung sind. Gemeinsam implizieren sie ferner die Saldierungsvorschrift (D.17) des neunten Kapitels, wie mit (D.10) und (D.12) durch einsetzen von (A2.12) und (A2.14) in (A2.15) gezeigt werden kann.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Anhang 3
Analyse der zweiten Modellerweiterung des Kap.X

Der Vorgehensweise der Anhänge 1 und 2 entsprechend wird im folgenden die Saldierungsvorschrift (D.28) hergeleitet. Zunächst werden die Solow-Stiglitz-Bedingungen für eine intertemporal effiziente Nutzung der involvierten natürlichen Ressourcen auf der Grundlage eines intertemporalen Optimierungskalküls berechnet. Hierzu sind die Anfangsbedingungen zu vervollständigen und lauten nun:

$$\text{(A3.1)}\quad K(\tau=0)=K^0>0\ ,\ X^E(\tau=0)=X^{E0}>0\ ,\ X^B(\tau=0)=X^{B0}>\underline{X}^B\ ,$$
$$L(\tau=0)=L^0>0\ ,\ X^L(\tau=0)=X^{L0}>0\ ,\ \overline{X}^M>X^M(\tau=0)=X^{M0}>\underline{X}^M\ .$$

Wiederum löse ein gesellschaftlicher Planer das Problem

$$\text{(A3.2)}\qquad \max \int_{\tau=0}^{\infty} e^{-\delta\tau}U(\tau)d\tau\ ,$$

nun allerdings unter den Nebenbedingungen (D.2), (D.4), (D.10), (D.12), (D.18) bis (D.25) sowie (A3.1). Die momentanwertige Hamilton-Funktion lautet im Kontext der zweiten Modellerweiterung:

$$\text{(A3.3)}\qquad \tilde{H}=U(C,X^B,X^M)$$
$$+\lambda^K\left[Y(K,R^E,R^B,L)-C-Z^E(R^E)-Z^B(R^B)-Z^L(R^L)-Z^D(D)\right]$$
$$-\lambda^E R^E+\lambda^B\left[G\left(X^B,\overline{X}^L-L,X^M\right)-R^B\right]+\lambda^L R^L+\lambda^M\left[\mu\overline{X}^M-\mu X^M+D-W(R^E)\right],$$

wobei λ^K, λ^E, λ^B, λ^L und λ^M die momentanwertigen Kozustandsvariablen der Vermögensbestände K, X^E, X^B, L und X^M repräsentieren. Die notwendigen Bedingungen für eine innere Lösung lauten daher neben (D.2), (D.4), (D.19), (D.23) und (D.21):

$$\text{(A3.4)}\qquad 0=\tilde{H}_C=U_C-\lambda^K\ ,\ \forall\tau\geq 0\ ;$$

$$\text{(A3.5)}\qquad 0=\tilde{H}_{R^E}=\lambda^K Y_{R^E}-\lambda^K Z^E_{R^E}-\lambda^E-\lambda^M W_{R^E}\ ,\ \forall\tau\geq 0\ ;$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A3.6) $$0 = \tilde{H}_{R^B} = \lambda^K Y_{R^B} - \lambda^K Z^B_{R^B} - \lambda^B \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.7) $$0 = \tilde{H}_{R^L} = -\lambda^K Z^L_{R^L} + \lambda^L \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.8) $$0 = \tilde{H}_D = -\lambda^K Z^D_D + \lambda^M \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.9) $$\dot{\lambda}^K = -\tilde{H}_K + \delta\lambda^K = \left(\delta - Y_K\right)\lambda^K \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.10) $$\dot{\lambda}^E = -\tilde{H}_{X^E} + \delta\lambda^E = \delta\lambda^E \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.11) $$\dot{\lambda}^B = -\tilde{H}_{X^B} + \delta\lambda^B = \left(\delta - G_{X^B}\right)\lambda^B - U_{X^B} \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.12) $$\dot{\lambda}^L = -\tilde{H}_L + \delta\lambda^L = \delta\lambda^L - \lambda^K Y_L + \lambda^B G_{X^L} \;,\; \forall \tau \geq 0 ;$$

(A3.13) $$\dot{\lambda}^M = -\tilde{H}_{X^M} + \delta\lambda^M = \left(\delta + \mu\right)\lambda^M - \lambda^B G_{X^M} - U_{X^M} \;,\; \forall \tau \geq 0 .$$

Aus (A3.9) folgt mit (A3.4) die (gegenüber (A2.10) unveränderte) Ramsey-Bedingung:

(A3.14) $$\delta = \hat{U}_C + Y_K .$$

Wiederum können mit Hilfe der Ramsey-Bedingung die Solow-Stiglitz-Bedingungen für eine intertemporal effiziente Nutzung der erschöpflichen Ressource, der erneuerbaren Ressource, der Landressource sowie des Umweltmediums hergeleitet werden. Hinsichtlich der erschöpflichen natürlichen Ressource sei zunächst deren Netto-Grenzproduktivität definiert als $Y^n_{R^E} := Y_{R^E} - Z^E_{R^E} - Z^D_D W_{R^E}$ (vgl. hierzu die entsprechenden Ausführungen in Kapitel X). Mit dieser Definition folgt aus (A3.5) mit (A3.4) und (A3.8): $\lambda^E = U_C Y^n_{R^E}$. Setzt man dies in (A3.10) ein, so erhält man:

(A3.15) $$\delta = \hat{U}_C + \hat{Y}^n_{R^E} .$$

Durch Gleichsetzen von (A3.14) und (A3.15) resultiert:

(A3.16) $$\hat{Y}^n_{R^E} = Y_K .$$

Gleichung (A3.16) ist eine modifizierte Solow-Stiglitz-Bedingung für eine intertemporal effiziente Nutzung des erschöpflichen Produktionsfaktors im Kontext der zweiten Modellerweiterung des Kapitels X. Die Solow-Stiglitz-Bedingungen für eine intertemporal effiziente Nutzung der übrigen drei natürlichen Ressourcen erhält man in vollständiger Analogie zur Herleitung der Gleichung (A3.16) aus (A3.11) bis (A3.13) mit (A3.4), (A3.6) bis (A3.8) und (A3.14) sowie der Definition der Netto-Grenzproduktivität des erneuerbaren natürlichen Produktionsfaktors, $Y^n_{R^B} := Y_{R^B} - Z^B_{R^B}$:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A3.17) $$\hat{Y}^{n}_{R^B} + G_{X^B} + \frac{U_{X^B}}{U_C Y^{n}_{R^B}} = Y_K ;$$

(A3.18) $$\frac{Y_L}{Z^{L}_{R^L}} + \hat{Z}^{L}_{R^L} - \frac{Y^{n}_{R^B} G_{X^L}}{Z^{L}_{R^L}} = Y_K ;$$

(A3.19) $$\hat{Z}^{D}_{D} - \mu + \frac{Y^{n}_{R^B} G_{X^M}}{Z^{D}_{D}} + \frac{U_{X^M}}{U_C Z^{D}_{D}} = Y_K .$$

Wie bereits im Falle des Grundmodells und der ersten Modellerweiterung komplettiert eine modifizierte Hartwick-Regel den Kanon der hinreichenden Bedingungen für eine konstante Wohlfahrt im Zeitablauf und damit für eine nachhaltige Entwicklung:

(A3.20) $$\dot{K} = Y^{n}_{R^E} R^E + Y^{n}_{R^B}\left(R^B - G\right) - Z^{L}_{R^L} R^L + Z^{D}_{D}\left[W\left(R^E\right) - \mu \overline{X}^{M} + \mu X^M - D\right].$$

Gemeinsam mit den Solow-Stiglitz-Bedingungen (A3.16) bis (A3.19) ist die Hartwick-Regel (A3.20) hinreichend für eine konstante Wohlfahrt im Zeitablauf. Um dies zu zeigen erhält man durch Differentiation von (D.24) sowie (D.23) nach der Zeit:

(A3.21) $$\dot{U} = U_C \dot{C} + U_{X^B} \dot{X}^B + U_{X^M} \dot{X}^M ;$$

(A3.22) $$\dot{C} = \dot{Y} - \dot{K} - Z^{E}_{R^E} \dot{R}^E - Z^{B}_{R^B} \dot{R}^B - Z^{L}_{R^L} \dot{R}^L - Z^{D}_{D} \dot{D} .$$

Ferner liefert Differentiation von (D.18) nach der Zeit mit der Hartwick-Regel (A3.20) sowie (D.12), (D.10) und (D.21):

(A3.23) $$\dot{Y} = Y_K Y^{n}_{R^E} R^E - Y_K Y^{n}_{R^B} \dot{X}^B - Y_K Z^{L}_{R^L} R^L - Y_K Z^{D}_{D} \dot{X}^M + Y_{R^E} \dot{R}^E + Y_{R^B} \dot{R}^B + Y_L R^L .$$

Differenziert man (A3.20) nach der Zeit, so führt dies mit (D.10), (D.12), (D.21) und (D.22) zu:

(A3.24) $$\ddot{K} = \dot{Y}^{n}_{R^E} R^E + Y^{n}_{R^E} \dot{R}^E - \dot{Y}^{n}_{R^B} \dot{X}^B - Y^{n}_{R^B} G_{X^B} \dot{X}^B - Y^{n}_{R^B} G_{X^M} \dot{X}^M + Y^{n}_{R^B} G_{X^L} R^L + Y^{n}_{R^B} \dot{R}^B - \dot{Z}^{L}_{R^L} R^L - Z^{L}_{R^L} \dot{R}^L - \dot{Z}^{D}_{D} \dot{X}^M + Z^{D}_{D} \mu \dot{X}^M - Z^{D}_{D} \dot{D} + Z^{D}_{D} W_{R^E} \dot{R}^E .$$

Setzt man schließlich (A3.22), (A3.23) und (A3.24) in (A3.21) ein, so resultiert nach einigen Umformungen:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

(A3.25)
$$\begin{aligned}\dot{U} = {} & U_C\dot{R}^E\left(Y_{R^E} - Z^E_{R^E} - Z^D_D W_{R^E} - Y^n_{R^E}\right)\\ & + U_C\dot{R}^B\left(Y_{R^B} - Z^B_{R^B} - Y^n_{R^B}\right)\\ & + U_C Y^n_{R^E} R^E\left(Y_K - \hat{Y}^n_{R^E}\right)\\ & - U_C Y^n_{R^B}\dot{X}^B\left(Y_K - \hat{Y}^n_{R^B} - G_{X^B} - U_{X^B}/U_C Y^n_{R^B}\right)\\ & - U_C Z^L_{R^L} R^L\left(Y_K - Y_L/Z^L_{R^L} - \hat{Z}^L_{R^L} + Y^n_{R^B} G_{X^L}/Z^L_{R^L}\right)\\ & - U_C Z^D_D\dot{X}^M\left(Y_K - \hat{Z}^D_D + \mu - Y^n_{R^B} G_{X^M}/Z^D_D - U_{X^M}/U_C Z^D_D\right).\end{aligned}$$

Auf der rechten Seite der Gleichung (A3.25) summieren sich die Klammerterme in den ersten beiden Summanden definitionsgemäß zu Null. Ferner nehmen, sofern die Effizienzbedingungen (A3.16) bis (A3.19) erfüllt sind, auch die Klammerterme in allen übrigen Summanden den Wert Null an und es gilt $\dot{U} = 0$.

Damit ist gezeigt, daß die Solow-Stiglitz-Bedingungen (A3.16) bis (A3.19) gemeinsam mit der Hartwick-Regel (A3.20) hinreichend für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung in der zweiten Modellerweiterung sind. Gemeinsam implizieren sie zudem die Saldierungsvorschrift (D.28), was mit (D.10), (D.12), (D.19) und (D.21) durch Einsetzen der Solow-Stiglitz-Bedingungen in die Hartwick-Regel überprüft werden kann.

Die Verfasser sind sich gleichwohl der Tatsache bewußt, daß der im Teil D dieser Arbeit vorgestellte und in den Anhängen vertiefte Ansatz mit nicht unwesentlichen methodischen Problemen behaftet ist und die präsentierten Ergebnisse vor deren Hintergrund zu beurteilen sind.

Erstens ist ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß die innerhalb des ökologischen Korridors zu ermittelnde Indikatorkomponente - der Saldo der bewerteten Bestandsveränderungen aller relevanten Vermögenskomponenten - idealtypischen Charakter besitzt, da seine Ermittlung voraussetzt, daß die erforderlichen Bewertungen entlang eines sozial optimalen Pfades (d. h. insb. nach Internalisierung aller Externalitäten) vorgenommen werden. Im Modell ist dies in Folge der Annahme eines vollkommen informierten, perfekt vorausschauenden (und natürlich auch noch gutwilligen) staatlichen Planers möglich. In der Realität muß jedoch der - keineswegs vollkommen informierte - Planer in seinem Bemühen um eine Internalisierung externer Effekte bekanntermaßen scheitern. Aus diesem Grunde werden in der (statischen) Umweltökonomie pragmatische, standardorientierte Instrumente diskutiert.[1] Der in zweiter

[1] Vgl. z. B. Endres (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Priorität unserer Nachhaltigkeitsregel zu berechnende Saldo der bewerteten Vermögensänderungen ist daher, werden die erforderlichen Bewertungen in realen Situationen vorgenommen, von eingeschränkter Aussagefähigkeit hinsichtlich der Nachhaltigkeitszielsetzung. Dennoch ist im Rahmen der Bemühungen um aussagefähige Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung in der fehlenden Exaktheit nicht nur eine Schwäche dieser Indikatorkomponente zu sehen. Vielmehr besitzt sie auch einen politisch womöglich nützlichen Aufforderungscharakter: Die hier angesprochene Indikatorkomponente ist als Plädoyer für ein fortgesetztes und intensiviertes Bemühen um eine Internalisierung externer Effekte im Rahmen (bzw. im Vorfeld) der Konzipierung von Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung zu interpretieren. Auch wenn nur Erhebungen im (suboptimalen) Status Quo möglich sind, würde dies eine sukzessive Annäherung an die Internalisierungszielsetzung ermöglichen.

In der Diskussion um die Internalisierung externer Effekte bzw. um die geeigneten Instrumente der Umweltpolitik wird im übrigen der Frage danach, 'wo' die erforderlichen Bewertungen vorzunehmen sind, i. allg. eine geringe umweltpolitische Relevanz bescheinigt. So verlangt z. B. die Pigou-Lösung eine Besteuerung gemäß externer Grenzkosten *im Optimum*, die diesbezüglichen Informationsanforderungen sind jedoch prohibitiv. In der umwelt- und ressourcenökonomischen Literatur herrscht daher weitgehend Konsens darüber, daß nur zweitbeste Lösungen praxisrelevant sind. Diese basieren sämtlich auf Zahlungsbereitschaften, die im Status Quo ermittelt werden (und zwar relativ zu hypothetischen Situationen, die durch eine Politikvariation erreichbar scheinen).[2] Der zwangsläufig verzerrte Charakter der Resultate wird in aller Regel unter dem Hinweis in Kauf genommen, daß zumindest die *Richtung* der Wohlfahrtseffekte einer Politikvariation korrekt ermittelt werden könne, was im Vergleich zu gebräuchlichen Indikatorensystemen, die umweltbezogene Wohlfahrtseffekte völlig vernachlässigen (wie z. B. die konventionelle VGR), als erheblicher Fortschritt zu werten sei.[3]

Zweitens ist ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß die Hartwick-Regel als einer der zentralen theoretischen Bausteine des Teils D der vorliegenden Untersuchung in der Literatur mit ernstzunehmenden Kritikpunkten konfrontiert wurde. Hier ist beispielsweise der Einwand zu nennen, die Strategie der Substitution erschöpflicher natürlicher Ressourcen stoße unweigerlich an Grenzen, sobald der Verschleiß anthropogener Kapitalgüter explizit in die Analyse einbezogen werde.[4]

---

[2] Vgl. z. B. Pethig (1994).

[3] Siehe z. B. Welsch (1992).

[4] Vgl. Ströbele (1984, Kap. 6.1; 1987, Kap. 3.1); Hampicke (1992, S. 119).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Auch ihre (neoklassischen) Verfechter verschweigen die Schwächen der Hartwick-Regel nicht und weisen darauf hin, daß sie zwar der bislang beste verfügbare theoretische Weg zum Verständnis der Nachhaltigkeitsproblematik, ihre praktische Relevanz gleichwohl mit größter Vorsicht zu beurteilen sei. Solow (1986, S. 148) bringt die Einschätzung zum Ausdruck, daß die Hartwick-Regel als "better-than-average rule of thumb" anzusehen sei. Hammond (1994, S. 190) betont, daß "severe limitations" der Hartwick-Regel darin zu sehen seien, daß sie intertemporale Effizienz voraussetze und daher auf der Annahme beruhe, daß die erforderlichen Preise 'korrekt' definiert werden könnten (s. o.). Hammond erklärt ferner, daß die Regel nur bei kontinuierlicher Abbildung der Zeitdimension 'akkurat' sei[5] und daß insbesondere ungeklärt sei, auf welche Weise das Problem der Unsicherheit (z. B. im Falle der Auswirkungen des Treibhaus-Effektes) im Rahmen dieses Konzeptes berücksichtigt werden könne.

Ungeachtet dieser Kritikpunkte könne die Hartwick-Regel jedoch dazu beitragen, auch die politische Debatte auf eine pragmatische, rationale und weniger emotionale Basis zu stellen.[6] Den "hohe[n] heuristische[n] Wert" der Hartwick-Regel betont auch Hampicke (1992, S. 119 f.): "Vor allem dient [sie] dazu, apodiktischen Behauptungen optimistischer wie auch pessimistischer Art - Beglückungs- wie auch Weltuntergangsprophezeiungen - entgegenzutreten. Gar nichts ist sicher in der Zukunft, es kommt auf die Umstände an. Wie gut wir ohne Erdöl, Zink, Molybdän usw. auskommen werden, ist eine empirische Frage; das neoklassische Instrumentarium dient allein dazu, Gedanken zu ordnen und logische Fehlschlüsse zu vermeiden". In diesem Sinne wurde in der vorliegenden Studie das Konzept der Hartwick-Regel zur Anwendung gebracht und die mit ihrer Hilfe gezogenen Schlußfolgerungen sind vor dem Hintergrund der genannten Kritikpunkte zu sehen.

[5] Vgl. hierzu Kap. VIII oben sowie Radke (1996b).

[6] Vgl. Solow (1993, S. 171 f.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Literaturverzeichnis

Aaheim, A., *Nyborg*, K. (1993): 'Green national product': good intentions, poor device? Discussion Paper No. 103, Oslo: Statistics Norway.

Ahmad, Y. J., *El Serafy*, S., *Lutz*, E. (eds.) (1989): Environmental accounting for sustainable development, Washington/DC: World Bank.

Alfsen, K. H., *Brekke*, K. A., *Brunvoll*, F., *Luras*, H., *Nyborg*, K., *Saebo*, H. V. (1992): Environmental indicators, Discussion Paper No. 71, Oslo: Statistics Norway.

Alfsen, K. H., *Saebo*, H. V. (1993): Environmental quality indicators: background, principles and examples from Norway, Environmental and Resource Economics 3, 415-435.

Anand, S., *Harris*, C. J. (1994): Choosing a welfare indicator, American Economic Review 84 (AEA Papers and Proceedings), 226-231.

Anderson, V. (1991): Alternative economic indicators, London: Routledge.

Asako, K. (1980): Economic growth and environmental pollution under the max-min principle, Journal of Environmental Economics and Management 7, 157-183.

Asheim, G. B. (1994): Net national product as an indicator of sustainability, Scandinavian Journal of Economics 96, 257-265.

Becker, R. A. (1982): Intergenerational equity: the capital-environment trade-off, Journal of Environmental Economics and Management 9, 165-185.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (1992): Umweltökonomische Gesamtrechnung : Stellungnahme des Beirats 'Umweltökonomische Gesamtrechnung' zur Konzeption und zu den Entwicklungserfordernissen des Vorhabens des Statistischen Bundesamtes, Bonn.

— (Hrsg.) (1996) Umweltökonomische Gesamtrechnung: Zweite Stellungnahme des Beirats 'Umweltökonomische Gesamtrechnung' zu den Umsetzungskonzepten des Statistischen Bundesamtes, Bonn.

Bolleyer, R., *Radermacher*, W. (1993): Aufbau der Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Ein Bericht aus der Werkstatt, Wirtschaft und Statistik 2/1993, 138-152.

Brekke, K. A. (1994): Net national product as a welfare indicator, Scandinavian Journal of Economics 96, 241-252.

Brock, W. A. (1977): A polluted golden age, in: Smith, V. L. (ed.), Economics of natural and environmental resources, New York, London, Paris: Gordon and Breach, 441-461.

Buchholz, W. (1980): Intergenerational equity, a savings investment rule, and the efficient allocation of an exhaustible resource: a note concerning papers of Solow and Hartwick, Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 195, 271-274.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

— (1982) On the possibility of economic growth with exhaustible resources, in: *Eichhorn*, W. et al. (Hrsg.): Economic theory of natural resources, Würzburg, Wien: Physica Verlag, 295-299.

— (1984) Intergenerationelle Gerechtigkeit und erschöpfbare Ressourcen, Berlin: Duncker & Humblot.

Buchholz, W., *Cansier*, D. (1980): Modelle ökologisch begrenzten Wachstums, Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften 100, 141-161.

BUND/Misereor (Hrsg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland - ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung, Studie des Wuppertal-Instituts für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Basel, Boston, Berlin: Birkhäuser Verlag.

Burmeister, E., *Hammond*, P. J. (1977): Maximin paths of heterogeneous capital accumulation and the instability of paradoxical steady states, Econometrica 45, 853-870.

Cansier, D. (1995): Nachhaltige Umweltnutzung als neues Leitbild der Umweltpolitik, Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik 40, 129-149.

— (1996a) Umweltökonomie, 2. Auflage, Stuttgart: Lucius & Lucius.

— (1996b) Ökonomische Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, in: *Kastenholz*, H. G., *Erdmann*, K.-H., *Wolff*, M. (Hrsg.), Nachhaltige Entwicklung: Zukunftschancen für Mensch und Umwelt, Berlin: Springer Verlag, 61-78.

Cansier, D., *Richter*, W. (1995a): Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 18, 231-260.

— (1995b) Nicht-Monetäre Aggregationsmethoden für Indikatoren der nachhaltigen Umweltnutzung, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 8, 326-337.

Clark, C. W. (1990): Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources, 2nd edn., New York, London, Sydney, Toronto: John Wiley & Sons.

Costanza, R. (ed.) (1991): Ecological economics: the science and management of sustainability, New York: Columbia University Press.

Daly, H. E. (1989): Toward a measure of sustainable social net national product, in: Ahmad, Y. L., El Serafy, S., Lutz, E. (eds.), (1989), 8-9.

Daly, H. E., *Cobb*, J. B. Jr. (1989): For the common good: redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future, Boston: Beacon Press.

Deutscher Bundestag (1996): Stand der Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Antwort der Bundesregierung auf eine Große Anfrage im Bundestag, Drucksache 13/2395, Bonn.

Diefenbacher, H. (1991): Der 'Index of Sustainable Economic Welfare': Eine Fallstudie über die Entwicklung in Deutschland, in: *Diefenbacher*, H., *Habicht-Erenler*, S. (Hrsg.), (1991), 73-88.

Diefenbacher, H., *Habicht-Erenler*, S. (Hrsg.) (1991): Wachtstum und Wohlstand: Neuere Konzepte zur Erfassung der Sozial- und Umweltverträglichkeit, Marburg: Metropolis-Verlag.

Dixit, A., *Hammond*, P., *Hoel*, M. (1980): On Hartwick's rule for regular maximin paths of capital accumulation and resource depletion, Review of Economic Studies 47, 551-556.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Eisner, R. (1988): Extended accounts for national income and product, Journal of Economic Literature 26, 1611-1684.

Enderle, G. (Hrsg.) (1985): Ethik und Wirtschaftswissenschaft, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 147, Berlin: Duncker & Humblot.

Endres, A. (1981/82): Ökonomische Grundprobleme der Messung sozialer Kosten, List Forum 11, 251-269.

— (1987) Die Backstop-Technologie, Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt) 16, 79-82.

— (1993) A sketch on 'sustainability', Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 16, 177-183.

— (1994) Umweltökonomie: Eine Einführung, Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

— (1995) Die externen Kosten der Energiewirtschaft - Methodologische Probleme ihrer monetären Bewertung, Zeitschrift für Energiewirtschaft 4/95, 305-313.

Endres, A., *Holm-Müller*, K. (1991): Ökologie und Wirtschaftswachstum, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 2, 13-23.

— (1997) Bewertung von Umweltschäden - Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren; Stuttgart: Kohlhammer, erscheint demnächst.

Endres, A., *Jarre*, J., *Klemmer*, P., *Zimmermann*, K. (1991): Der Nutzen des Umweltschutzes, Berlin: E. Schmidt.

Endres, A., *Querner*, I. (1993): Die Ökonomie natürlicher Ressourcen: Eine Einführung, Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Endres, A., *Querner*, I., *Schwarze*, R. (1995): Ökonomische Analyse industrieller Großrisiken, Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 214, 58-76.

Ewers, H.-J., *Rennings*, K. (1996): Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung, in: Siebert, H. (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik: Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung, Tübingen: Mohr, 135-171.

Faber, M., *Jöst*, F., *Manstetten*, R. (1995): Limits and perspectives of the concept of a sustainable development, Economie Appliquée 48, 231-249.

Faber, M., *Manstetten*, R., *Proops*, J. L. R. (1996): Ecological economics: concepts and methods, Cheltenham/UK - Brookfield/US: Edward Elgar.

Fischer-Kowalski, M., *Haberl*, H., *Payer*, H., *Steurer*, A., *Zangerl-Weisz*, H. (1993): Das System verursacherbezogener Umweltindikatoren: Ein nicht-monetäres System für die ökologische Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung.

Franz, A., *Stahmer*, C. (eds.) (1993): Approaches to environmental accounting, Heidelberg: Physica.

Freeman, A. M. (1993): The measurement of environmental and resource values: theory and methods, Washington/DC: Resources for the Future.

Friend, A. M., *Rapport*, D. J. (1991): Evolution of macro-information systems for sustainable development, Ecological Economics 3, 59-76.

Gilbert, A. J., *Feenstra*, J. F. (1994): A sustainability indicator for the Dutch environmental policy theme 'diffusion': cadmium accumulation in soil, Ecological Economics 9, 253-265.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Gradus, R., *Smulders*, S. (1993): The trade-off between environmental care and long-term growth: pollution in three prototype growth models, Journal of Economics (Zeitschrift für Nationalökonomie) 58, 25-51.

Group on the State of the Environment (1992): Environmental indicators: OECD approach and future developments, Paper prepared for the 21st Meeting of the Group on the State of the Environment, Paris: OECD, Environmental Directorate, Environmental Policy Committee.

— (1993a) Background Paper, May Workshop on Indicators of Environmental Pressures and Societal Responses, Paris: OECD, Environmental Directorate, Environmental Policy Committee.

— (1993b) Draft Synthesis Report, Workshops on Indicators for Use in Environmental Performance Reviews, Third Workshop, 28th - 29th September 1993, Paris: OECD, Environmental Directorate, Environmental Policy Committee.

Hamer, G., *Stahmer*, C. (1992a): Integrierte Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung (I): Konzeption, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 15, 85-117.

— (1992b) Integrierte Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung (II): (Zahlen-) Beispiele und Realisierungsmöglichkeiten, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 15, 237-256.

Hammond, P. J. (1994): Is there anything new in the concept of sustainable development?, in: *Campiglio*, L., *Pineschi*, L., *Siniscalco*, D., *Treves*, T. (eds.), The environment after Rio: international law and economics, London: Graham & Trotman, 185-194.

Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie, Stuttgart: Ulmer.

— (1992) Ökologische Ökonomie: Individuum und Natur in der Neoklassik, Opladen: Westdeutscher Verlag.

Hansmeyer, K. H. (1975): Anforderungen der Umweltpolitik an die amtliche Statistik, Allgemeines Statistisches Archiv 59, 1-10.

Hartwick, J. M. (1977): Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources, American Economic Review 67, 972-974.

— (1978) Investing returns from depleting renewable resouce stocks and intergenerational equity, Economics Letters 1, 85-88.

— (1990) Natural resources, national accounting and economic depreciation, Journal of Public Economics 43, 291-304.

— (1992) Deforestation and national accounting, Environmental and Resource Economics 2, 513-521.

— (1993) Notes on economic depreciation of natural resource stocks and national accounting, in: *Franz*, A., *Stahmer*, C. (eds.), (1993), 167-198.

— (1994) National wealth and net national product, Scandinavian Journal of Economics 96, 253-256.

Hesse, H. (Hrsg.) (1988): Wirtschaftswissenschaft und Ethik, Schriften des Vereins für Socialpolitik, N. F. Bd. 171, Berlin: Duncker & Humblot.

Hicks, J. R. (1946): Value and capital: an inquiry into some fundamental principles of economic theory, 2nd edn., Oxford: Oxford University Press.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Holm-Müller, K., *Hansen*, H., *Klockmann*, M., *Luther*, P. (1991): Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland, UBA-Berichte 4/91, Berlin: E. Schmidt.

Homann, K. (Hrsg.) (1992a): Aktuelle Probleme der Wirtschaftsethik, Schriften des Vereins für Socialpolitik, N. F. Bd. 211, Berlin: Duncker & Humblot.

— (Hrsg.) (1992b) Wirtschaftsethische Perspektiven des Drogenproblems, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 217, Berlin: Duncker & Humblot.

— (Hrsg.) (1994) Wirtschaftsethische Perspektiven I: Theorie, Ordnungsfragen, Internationale Institutionen, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 228/I, Berlin: Duncker & Humblot.

Hotelling, H. (1931): The economics of exhaustible resources, Journal of Political Economy 39, 137-175.

Hueting, R. (1991): Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilemma, in: *Costanza*, R. (ed.), (1991), 194-213.

Hulten, C. R. (1992): Accounting for the wealth of nations: the net versus gross output controversy and its ramifications, Scandinavian Journal of Economics 94 (Supplement), 9-24.

Hung, N. M. (1993): Natural resources, national accounting, and economic depreciation: stock effects, Journal of Public Economics 51, 379-389.

Junkernheinrich, M., *Klemmer*, P. (Hrsg.) (1992): Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 3.

Klemmer, P. (1996): Das Prinzip der Nachhaltigkeit: Neuere stoffpolitische Ansätze, List Forum für Wirtschafts- und Finanzpolitik 22, 313-330.

Kuik, O., *Verbruggen*, H. (eds.) (1991): In search of indicators of sustainable development, Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.

Leipert, C. (1975): Unzulänglichkeiten des Sozialprodukts in seiner Eigenschaft als Wohlstandsmaß, Tübingen: J. C. B. Mohr (Paul Siebeck).

— (1986) Social costs of economic growth, Journal of Economic Issues 20, 109-131.

— (1989a) Social costs of the economic process and national accounts: the example of defensive expenditures, Journal of Interdisciplinary Economics 3, 27-46.

— (1989b) Die heimlichen Kosten des Fortschritts: Wie Umweltzerstörung das Wirtschaftswachstum fördert, Frankfurt am Main: S. Fischer.

Lerch, A. (1995): Der Einsatz ökonomischer Instrumente beim Übergang zu einer nachhaltigen Energieversorgung, in: *Nutzinger*, H. G. (Hrsg.), (1995), 169-199.

Mäler, K. G. (1991): National accounts and environmental resources, Environmental and Resource Economics 1, 1-16.

Meadows, D. H., *Meadows*, D. L., *Randers*, J., *Behrens*, W. W. (1972): The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind, London: Earth Island.

Mills, E. S., *Hamilton*, B. W. (1989): Urban economics, 4th edn., Glenview/Ill., Boston, London: Scott, Foresman and Company.

Nordhaus, W. D. (1993): Reflections on the concept of sustainable economic growth, FEEM Working paper 56.93, Milan: Fondazione Eni Enrico Mattei.

Nutzinger, H. G. (Hrsg.) (1994): Wirtschaftsethische Perspektiven II: Unternehmen und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Organisationen, philosophische Begründungen, individuelle und kollektive Rationalität, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 228/II, Berlin: Duncker & Humblot.

— (Hrsg.) (1995) Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung - Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte, Marburg: Metropolis-Verlag.

— (Hrsg.) (1996) Wirtschaftsethische Perspektiven III: Unternehmensethik, Verteilungsprobleme, methodische Ansätze, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 228/III, Berlin: Duncker & Humblot.

Nutzinger, H. G., *Radke*, V. (1995a): Das Konzept der nachhaltigen Wirtschaftsweise: Historische, theoretische und politische Aspekte, in: *Nutzinger*, H. G. (Hrsg.), (1995), 13-49.

— (1995b) Wege zur Nachhaltigkeit, in: *Nutzinger*, H. G. (Hrsg.), (1995), 225-256.

OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (1991): Environmental indicators: a preliminary set, Paris: OECD.

— (1993) OECD core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state of the environment, Environment Monographs No. 83, Paris: OECD.

Opschoor, J. B., *Reijnders*, L. (1991): Towards sustainable development indicators, in: *Kuik*, O., *Verbruggen*, H. (eds.), (1991), 7-27.

Pearce, D. W. (1988): Economics, equity and sustainable development, Futures 20, 598-605.

Pearce, D. W., *Atkinson*, G. (1992): Are national economics sustainable? Measuring sustainable development, CSERGE Working Paper GEC 92-11, London, Norwich: Centre for Social and Economics Research on the Global Environment.

— (1993a) Measuring sustainable development, Ecodecision, June 1993, 64-66.

— (1993b) Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of 'weak' sustainability, Ecological Economics 8, 103-108.

Pearce, D. W. et al. (1993): Blueprint 3: measuring sustainable development, London: Earthscan Publications.

Pearce, D. W., *Turner*, R. K. (1990): Economics of natural resources and the environment, Hemel Hempstead/UK: Harvester Wheatsheaf.

Pearce, D. W., *Warford*, J. J. (1993): World without end: economics, environment, and sustainable development, Oxford et al.: Oxford University Press.

Pethig, R. (1994): Ecological dynamics and the valuation of environmental change, in: *Pethig*, R. (ed.), Valuing the environment: methodilogical and measurement issues, Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 3-22.

Pezzey, J. (1992): Sustainable development concepts: an economic analysis, World Bank Environment Paper No. 2, Washington/DC.

Pfister, G., *Renn*, O. (1995): Ein Indikatorensystem zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg, Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung.

Radermacher, W. (1992): Konzept für eine Umweltökonomische Gesamtrechnung des Statistischen Bundesamtes, Wirtschaft und Statistik 7/1992, 411-417.

— (1993) Nachhaltiges Einkommen: Gedanken zur Naturbewertung in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Wirtschaft und Statistik 5/1993, 331-339.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Radermacher, W., *Stahmer*, C. (1994): Vom Umwelt-Satellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland - Erster Teil, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 7, 531-541.

— (1995) Vom Umwelt-Satellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland - Zweiter Teil, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 8, 99-109.

Radke, V. (1995a): Nachhaltige Entwicklung: Ökonomische Implikationen, Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 214, 289-301.

— (1995b) Wege in die Umweltkatastrophe, in: *Nutzinger*, H. G. (Hrsg.), (1995), 201-224.

— (1995c) Sustainable Development: Eine ökonomische Interpretation, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 8, 532-543.

— (1996a) Ökonomische Aspekte nachhaltiger Technologie: Zur Bedeutung unterschiedlicher Ausprägungen des technischen Fortschritts für das Konzept des Sustainable Development, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 19, 109-128.

— (1996b) Erschöpfliche Ressourcen, Kapitalakkumulation und Flächennutzung, Jahrbuch für Wirtschaftswissenschaften 47, 154-165.

— (1996c) Balancing Economic, Ecological, and Social Assets for Sustainable Development, Diskussionsbeitrag Nr. 230 des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaft, FernUniversität Hagen, Mai 1996.

— (1997) Sustainable Development: Konzept und Indikatoren aus wirtschaftstheoretischer Sicht, Habilitationsschrift, FernUniversität Hagen.

Ramsey, F. (1928): A mathematical theory of savings, Economic Journal 38, 543-559.

Rawls, J. (1971): A theory of justice, Cambridge/MA: Harvard University Press.

Reich, U.-P. (1994): Der falsche Glanz am Ökosozialprodukt, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 17, 25-41.

— (1995) Antwort auf Carsten Stahmers Kommentar, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 18, 111-112.

Reich, U.-P., *Stahmer*, C. et al. (1988): Satellitensysteme zu den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, Stuttgart, Mainz.

Rennings, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Rennings, K., *Wiggering*, H. (1997): Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts, Ecological Economics 20, 25-36.

Richter, W. (1994): Monetäre Makroindikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, Marburg: Metropolis.

Siebert, H. (1983): Ökonomische Theorie natürlicher Ressourcen, Tübingen.

Solow, R. M. (1974): Intergenerational equity and exhaustible resources, Review of Economic Studies (Symposium), 29-45.

— (1986) On the intergenerational allocation of natural resources, Scandinavian Journal of Economics 88, 141-149.

— (1993) An almost practical step toward sustainability, Resources Policy 19, 162-172.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994a): Umweltgutachten 1994: Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart: Verlag Metzler-Poeschel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

— (1994b) Dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung: Leitbegriff für die Umweltpolitik der Zukunft, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 7, 170-182.

— (1996) Umweltgutachten 1996: Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, Stuttgart: Verlag Metzler-Poeschel.

Stahmer, C. (1991): Vom Bruttosozialprodukt zum Ökosozialprodukt? Umweltberichterstattung im Rahmen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, in: *Diefenbacher*, H., *Habicht-Erenler*, S. (Hrsg.), (1991), 43-60.

— (1995) Utz-Peter Reichs Kritik am Ökosozialprodukt: Eine Erwiderung, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 18, 101-110.

Statistisches Bundesamt (1990): Umweltökonomische Gesamtrechnung: Ein Beitrag der amtlichen Statistik, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

— (1993) Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, UGR-Matrerialien Heft 1: Vorstudie Umweltindikatorensysteme, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

— (1994a) Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, UGR-Materialien Heft 2: Raumbezogene Indikatoren zum Konfliktfeld Naturhaushalt/Erholung, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

— (1994b) Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, UGR-Materialien Heft 3: Umweltschutzmaßnahmen der privaten Haushalte, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

— (1995a) Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, UGR-Materialien Heft 4: Konzept einer Gesamtrechnung für Bodennutzung und Bodenbedeckung, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

— (1995b) Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, UGR-Materialien Heft 5: Sekundärrohstoffe im Rahmen der UGR, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Steiger, A. (1979): Sozialprodukt oder Wohlfahrt? Kritik am Sozialproduktkonzept - Die Sozialen Kosten der Umweltzerstörung, Reihe Ökologie, Bd. 2, Diessenhofen: Verlag Rüegger.

Stiglitz, J. (1974): Growth with exhaustible natural resources: efficient and optimal growth paths, Review of Economic Studies (Symposium), 123-137.

Stobbe, A. (1994): Volkswirtschaftliches Rechnungswesen, 8. Aufl., Berlin et al: Springer.

Ströbele, W. (1982): Growth models with restrictions concerning energy resources: an attempt to identify critical parameters and structural features, in: *Eichhorn*, W. et al. (eds.): Economic theory of natural resources, Würzburg, Wien: Physica Verlag, 389-406.

— (1984) Wirtschaftswachstum bei begrenzten Energieressourcen, Beiträge zur angewandten Wirtschaftsforschung, Bd. 13, Berlin: Duncker & Humblot.

— (1987) Rohstoffökonomik, München: Vahlen.

Tahvonen, O., *Kuuluvainen*, J. (1991): Optimal growth with renewable resources, Journal of Environmental Economics and Management 24, 101-118.

— (1993) Economic Growth, Pollution, and Renewable Resources, Journal of Environmental Economics and Management 24, 101-118.

United Nations (1993a): Integrated environmental and economic accounting: handbook of national accounting, New York: UN Department for Economic and Social Information and Policy Analysis.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

— (1993b) Earthsummit: Agenda 21, the United Nations programme of action from Rio, New York: United Nations Department of Public Information.

Victor, P. A. (1991): Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory, in: Ecological Economics 4, 191-213.

Walz, R., *Ostertag*, K., *Block*, N. (1995): Synopse ausgewählter Indikatorensätze für Sustainable Development - Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens 'Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung des Umweltbundesamtes', Karlsruhe.

WCED (World Commission on Environment and Development) (1987): Our common future, Oxford: Oxford University Press. Zitiert in der deutschen Übersetzung: Unsere gemeinsame Zukunft, Greven: Eggenkamp Verlag, 1987.

Weitzman, M. L. (1976): On the welfare significance of national product in a dynamic economy, Quarterly Journal of Economics 90, 156-162.

Welsch, H. (1992): Umweltschutz und Wohlfahrtsmessung: Zur Funktion und Bewertung der Umwelt im Wirtschaftsprozeß, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 3, 269-298.

Zimmermann, H. (1989): Grenzen einer Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, Wirtschaftsdienst 69, 493-496.

— (1992) Kosten der Umweltverschmutzung und 'Umweltökonomische Gesamtrechnung', in: *Junkernheinrich*, M., *Klemmer*, P. (Hrsg.), (1992), 171-184.

— (1995) Das Ökosozialprodukt - kein neues Gesamtmaß, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 18, 261-268.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Personen- und Sachregister

Abgaben 43
Abschreibungen 8, 34, 36, 42
  -natürlicher Ressourcenbestände 6, 35
  -reproduzierbarer Kapitalgüter 5
Abwasseraufbereitung 11
Aggregation 27f., 79
agrarische Gesellschaft 21
Arten
  -bedrohte 11
  -schutz 15, 60
  -vielfalt 7, 61
Asheim 5
asset 17
Assimilation 20, 76, 78
Assimilationsfähigkeit 72
Ästhetik 15f., 25
Atkinson 2, 7f., 34, 37f., 44ff.
Auflagen 43
Ausrottung 62

Bebauung
  -anthropogene 60
  -natürliche 60
Becker 72
Befragungen 58
Belastungsindikatoren 11
Bestandsveränderungen
  -Saldierung der 7
Bestandswachstum 11, 62, 67
Bevölkerung 10
Bevölkerungsentwicklung 11
Bewertung 25, 31, 41f., 44, 52, 58f., 75, 79, 89
  -fehlerhafte 31
  -monetäre 7, 43
  -Probleme der 30
  -Verfahren der 37, 40
  -von Umweltgütern 16
  -von Umweltschäden 16
Bewertungsprozeß 26
Biomasse 60f.
bird watching 15
Block 4
Boden 6
  -erosion 37
  -sanierung 35
Bolleyer 12
Brekke 5
Brock 72
Brundtland-Kommission 13
Bruttosozialprodukt 5, 10, 33, 45, 49
  -Verwendung des 34
BUND 79
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1, 12, 40
Bundesrepublik 11
  -Vereinigung 8

Cansier 86
Clark 63

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Cobb 44
critical
-levels 72
-loads 72
-natural capital 21

Daly 2, 6, 44
Daten 41
-auswahl 1, 37, 39
-basis 10
-komplexe 40, 45
-lage 1, 36
-lücken 37
-verfügbarkeit 1, 39, 41, 43
Deutscher Bundestag 12, 40
Diefenbacher 4, 44
Diskontrate 86
Dixit 55
Düngemittel 10
dynamische Anreizwirkung 43

Effizienz 43, 88, 95
-ziel 7
Eigenbestandsabhängigkeit 63
Einkommen
-*Hicks*- 2, 5ff., 17, 32f.
-nachhaltiges **5**, 32ff., 36, 39, 45
-Verwendung des 34f.
Einschlagmengen 11
Eisner 4
Emissionen 44, 77
-umweltrelevanter Gase 10
-Rauchgas- 23
Enderle 13

Endres 7, 16, 18, 30, 43f., 50, 58, 60, 62, 75, 80, 93
Energie 47
-nutzung 3, **70**
-ressource 70, 75
Entwicklungsländer 8
equity 7
Erdatmosphäre 70,72
Erholungsfunktion 52, 60f.
Ernährungsbasis 21
Ernte 73
-grenzkosten 68
-kosten 64
-menge 64, 69
Ersparnis 7f.
Ethik **13**
Ewers 16, 80
Existenzwert 15
externe Effekte
-Internalisierung der 43f., 93
-Monetarisierung der 44
Extraktion 71, 75
Extraktionsgrenzkosten 75
Extraktionskosten 75
Extraktionsmenge 77

Filteranlagen 20, 35
Fisch 15f.
-fang 11
-marine Bestände 16
Fläche 68
-Gesamt- 53
-naturbelassene 49ff., 60, 64
-produktiv genutzte 49ff., 65
Flächen
-bestand 49, 51
-kategorien 50
-nutzung 48f., 60
-verbrauch **48**
fossile Brennstoffe 6f., 11, 19, 70f., 73

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Freeman 16, 30, 80
Freizeitgestaltung 64

Gerechtigkeit 13
-egalitäre 14
-intergenerative 14
-intragenerative 14
Gesundheitsvorsorge 59
Gradus 72
Grenz
-kosten 54, 56, 82, 94
-produktivität 53f., 66ff., 75, 78
-Brutto 68, 77
-Netto- 68, 77, 87
-wohlfahrt 16, 54ff., 66ff., 76ff.
Group on the State of the Environment 11
Grundbedürfnisse 65
Grundwasser 21
Güter
-produzierte 15, 19

Habicht-Erenler 4
Habitate 7, 63f., 73
Habitatfunktion 3, 59, 68
Hamilton 49
-Funktion 86
-momentanwertige 90
Hammond 2, 55, 95
Hampicke 15, 18, 50, 58, 94f.
Hartwick 5, 49, 55, 83f.
-Regel 55, 83ff., 88f., 92ff.
hedonischer Preisansatz 58
Hesse 13
Hicks 2, 5ff., 17
Hoel 55
Holm-Müller 7, 16, 30, 58, 80
Holz
-einschlag 61
Homann 61
Hulten 5
human well-being 7

Immissionssituation 11
Indikatoren
-Akzeptanz der 33
-Belastungs- 23f., 40, 42
-der Umweltbelastung 23
-der Umweltentlastung 23
-des Umweltzustandes 23
-eindimensionale **32**, 41, 43, 45
-Kosten der 33
-mehrdimensionale 43, 45
-physische **24**, 26ff., 30f.
-Reaktions- 11, 23f., 40, 42
-wertmäßige **24**, 26ff., 30f.
-Zustands- 40, 42
industrielle Unfälle 10
Industrie 49
-produktion 11
Input 62, 67, 71
-essentieller 67
Instrumente der Umweltpolitik 94
Integrationsansatz 4
integrierte ökologisch-ökonomische Rechnungslegung 12
interlinkages 23, 37, 69
Investition 51, 83
-Brutto- 34f.
-Ersatz- 34
-in produktiv genutzte Fläche 54
-Netto- 33ff., 42, 51f., 64f., 79
-aggregierte 8, 36
Irreversibilität 68, 71

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Jarre 7, 58
Kapital 7, 55, 66
-akkummulation 64, 73
-anthropogenes 7, 20, 25, 28
-Gesamtbestand 25
-Heterogenität des 28
-Human- 7f., 38
-Komponenten des 25
-Konstanz des 26, 37
-natürliches 7f., 10, 19f., 25, 28, 37
-Produktiv- 19
-produziertes 8
Kapitalgüter
-reproduzierbare 5
Kapitalstock 7
Kapitaltheorie **22**, 31
Klemmer 7, 58
klimatische Veränderungen 21
Knöpfel 50
Kohlendioxid 60
Kohlenstoffkreislauf 7f.
Kompensation 18f., 28, 31
Konsum 34, 64
-ausgaben 34
-Perioden- 34, 36, 52
-produzierter Güter 15f.
-Ressourcen- 16
-strom 15, 19
-Wert des aggregierten 33
kontingenter Bewertungsansatz 8, 37
Kozustandsvariablen 86, 90
kritische Eintragsraten 72
kritische Konzentrationen 72
kritischer Bestand 25ff., 30ff., 45, 52, 60, 63, 65, 67, 74
Kuppelprodukt 72
Kuuluvainen 73

Lagrange
-Funktion 81
-Multiplikatoren 81
Land 49
-fläche 50
-nahme 50f., 56, 66, 82
-Kosten der 51, 54, 64, 76
-nutzungsprofile 11
Landschaft
-unberührte 3, 50f., 60, 66
Landwirtschaft 49
Lebenserhaltungsfunktionen 8, 15, 21
life support functions 15
Londoner Schule 2, 7, 37f.
Luft 6f., 20f.
-schadstoffe 73

Marktpreise 16, 37, 56f., 69, 78
-ökologischer Wahrheitsgehalt der 57
Marktsurrogate 16
Mills 49
Mindestversorgung 26
Mineralien 6f.
Mineralöl 38
Misereor 79
Müll 10

Nachhaltige Entwicklung 25
-Definition **13**
nachhaltige ökonomische Entwicklung 14, 18f., 21f., 28, 30, 63, 67
Nachhaltigkeit
-dynamische **14**, 17
-ökologische 18, 31
-kritische 18, **21**, 27, 31, 60, 62
-schwache 18, **19**, 28, 31, 37
-strikte 18, **19**, 27

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

-statische **17**f., 20
Nachhaltigkeitsdiagnose 22, 27, 31, 40f., 46
Nachhaltigkeitsindikator(en)
-Akzeptanz der 45
-Anforderungen an 13
-eindimensionale **5**, 44
-idealer **28**
-Klassifikation 4
-Kosten der 46
-mehrdimensionale **19**, **39**, 44
-nach *Pearce/Atkinson* 7ff., 33, **36**
-praktikabler **28**
-Typologie der 4
Nachhaltigkeitspolitik 22, 24, 46
Nachhaltigkeitsprognose 22ff., 27, 31, 40f., 46
Nachhaltigkeitsregel **30**, 32, 37f., 48, **52**f., **65**, 67, 70, **74**
natürliche Ressourcen 6f., 15, 18
-erneuerbare 6f., 20f., 27, 60
-erschöpfliche 6f., 71
-monetäre Berwertung der 6
Natur
-nähe 50
-schutzzonen 11
Naturkapital
-Erhalt des 17
-kritisches 21
Neoklassik 38
Nettosozialprodukt **5**f., 12, 32ff.
Nordhaus 2
nukleare Katastrophe 15
Nutzinger 13

OECD 10f.
Offenheit **28**f., 31, 47, 70
Ökofundamentalismus 38
ökologische Leitplanken 79
ökologische Ökonomie 2, 21
ökologische Treffsicherheit 43
ökologischer Korridor 79
Ökosozialprodukt **6**, 12, 32f., 35f., 41f., 45
-Definition des 6
Ökosysteme 8
Ostertag 4
Ozon
-loch 23
-schicht 7, 24, 38

***P**earce* 2, 5, 7f., 18, 34, 36ff., 44ff., 48
Pethig 94
Pigou 94
Population
-kleinste überlebensfähige 21, 25, 62, 68, 72, 77
-natürliche Gleichgewichts- 62
Pressure-State-Response-Ansatz **10**ff., 23, 39ff., 70, 72
Produktion
-landwirtschaftliche 21
Produktionsfaktor(en) 20, 66, 71, 75f.
Produktionsfunktion 49, 61, 71
Produktionsprozeß 20, 49f., 71, 77
Produktionstechnologie 19
Produktivitätssteigerungen 75

***Q**uerner* 18, 50, 60, 62, 75

***R**adermacher* 12
Radke 18
Ramsey 87
-Bedingung 91

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

Rapsöl 38
Rates-to-Goals-Ansatz 79
Rawls 14
Regen
-saurer 71, 73
Regeneration 63, 67
Regenerationsfähigkeit 66, 68f., 73, 76, 78, 89
Regenerationsfunktion 61ff., 73
Regenerationsprozeß 49
Reich 6, 12, 41, 45
Reinigungsaktivitäten 72
Renaturierung 51
Rennigs 4, 6, 16, 28, 80
Ressourcen
-entnahmen 50
-ökonomie 18, 62
Restaurierungskosten 7
Richter 6, 80
Rio de Janeiro 14
Risikoaversion 8
Ruhrkohlebergbau 29
Rußpartikel 73

Sachverständigenrat für Umweltfragen 1, 4, 11, 22f., 29, 37, 39, 45, 72
Saldierung 25, 30, 45ff., 53, 55, 66, 68, 78, 81, 86
Saldo 30, 33, 93
Satelitten
-ansatz 12
-konzeption 39, 41
-system 12, 41f.
Sättigungsbestand
-natürlicher 63
Sauerstoffproduktion 52, 60
Schadstoff 12
-belastung 11f., 74
-bestand 72
-intolerabler 72, 77
-einträge 35
-emissionen 3, 11, 20, 35, 70f., 73
-konzentration 21, 31
Schleier der Unwissenheit 14
Schwefeloxide 73
Sektoren 29, 49
Separationsansatz 4
Siebert 18
Siedlungsentwicklung 49f., 60
Siedlungswesen 2, 47, **48**
Smulders 72
Solow 2, 5, 55, 95
-*Stiglitz*-Bedingung 55, 81ff., 89ff.
Sonnenkollektoren 38
Sozialprodukt
-kritik 4
-rechnung 4
Stadtökonomie 48
Stahmer 6f., 11, 41
standardorientierte Instrumente der Umweltpolitik 43f., 93
Statistisches Bundesamt 11
Stiglitz 55
Stobbe 57
Stoffeinträge 10
Ströbele 18, 50, 75, 94
Stromerzeugung 50
strong sustainability 9, 37
Substituierbarkeit 8, 26
Substitut
-natürliches 38
Substitution 10, 18f., 27f., 38, 94
-intrasektorale 37
-produktionsseitige 19f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

-wohlfahrtsseitige 19f.
Substitutionsoptimismus 38
Substitutionspessimismus 39
sustainable development 44
sustainable income 5

Tahvonen 73
Theorie natürlicher Ressourcen 50
Tierrechte 25
Treibhaus-Effekt 95
Tropen
-wälder 7
-hölzer 11
Turner 18

Umwelt
-als Standort 12
-belastung 12
-indikatoren 10
-medien 6, 10, 20, 35, 70, 72ff., 76
-ökonomie 93
-qualität 76, 78
-schutz 11f., 35, 40, 42
-technologie 23
-statistik 12
-zustand 11f., 23, 40
-zustandsindikatoren 11
Umweltökonomische Gesamtrechnungen **11**, 30, 39ff., 44
umweltpolitischer Standard 43
UNCED 14
United Nations 14, 48
Unsicherheit 8, 95

Verbrennungsrückstände 71
Verein für Socialpolitik
-Ausschuß Wirtschaftswissenschaft und Ethik 13
Vereinte Nationen 13
Vermeidungskosten 7
Vermögen **17**
-Bestandteile des 5, 32
-Bewahrung des 2, 24, 32, 39, 74
-Definition des 5f., 35
-gesellschaftliches 22f., 39
-Interpretationen des 5f.
-Natur- 8, 24, 35
-reproduzierbares 34f.
-Veränderung des 22, 34
Verteilungsziel 7
Volkseinkommen 8
Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen 4, 12, 29, 94
Vollständigkeit 29, 30f, 47f., 59

Wachstumsrate 87
Wald
-nutzung 11
-ressourcen 11
-sterben 23
Walz 4
Warenkorb 49
Warford 5, 48
Wasser 6f.
-vorräte 11
WCED 13, 48
weak sustainability 8
Weitzman 5
Welsch 94
Weltwirtschaftsgipfel 10
Werftenindustrie 29
Wert 36f., 53ff., 66, 68, 75ff.
-begriff 25

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH

-dimension 27
-einer Kapitalkomponente 26
-größen 5
-monetärer 6
Wertschätzung 26
-der Existenz einer Tierart 24
-für eine Reduzierung der Schadstoffbelastung 31
-gesellschaftliche 16
-individuelle 16
-marginale 16
-relative 27
Wiederaufforstung 7, 35
Wiggering 4
Wirtschaftsethik **13**
Wirtschaftswachstum 11
Wohlfahrt 52, 54, 64, 67, 69, 76, 83, 88
-gesellschaftliche 14, 17, 21 ff.
-Indikatoren der 22
-individuelle 14, 17
-Maß der 33, 46
-Quellen der 16ff., 29
-soziale 17
-natürliche 17
Wohlfahrtserzielung 33
-Voraussetzungen der 17, 23
Wohlfahrtsfunktion 16, 51, 53, 61, 63f., 67, 73
-soziale 15f.
Wohnung 48

Zahlungsbereitschaft 58, 94
-für den Artenschutz 58
-marginale 58
Zeitreihen 36
Zertifikate 43
Ziele
-ethische 13f., 33
-wirtschaftliche 17, 33
Zimmermann 6f., 17, 58

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-49243-5
Generated for Hochschule für angewandtes Management GmbH at 88.198.162.162 on 2025-06-09 07:39:16
FOR PRIVATE USE ONLY | AUSSCHLIESSLICH ZUM PRIVATEN GEBRAUCH